

Einfluß der Gewässerversauerung auf den  
Elektrolytgehalt im Blut von Salmoniden

Gerhard Merk

Disbui. München

1987



Aus dem Institut für Zoologie und Hydrobiologie  
der Tierärztlichen Fakultät der Universität München

Vorstände: Prof. Dr. M. Ruf und Prof. Dr. Dr. habil. W. Ahne  
Arbeit angefertigt unter Leitung von Prof. Dr. Dr. habil. R. Hoffmann

Einfluß der Gewässerversauerung auf den Elektrolytgehalt im Blut  
von Salmoniden \*

Inaugural-Dissertation  
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde  
der Tierärztlichen Fakultät  
der Ludwig-Maximilians-Universität München

von  
Gerhard Merk  
aus  
Bad Schussenried

\* Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des Bayerischen Staats-  
ministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen gefördert.

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät  
der Universität München

Prof. Dr. H. Zucker  
Dekan: -----

Prof. Dr. Dr.habil. R. Hoffmann  
Referent: -----

Prof. Dr. J. Gropp  
Korreferent: -----

24. Juli 1987  
Tag der Promotion: -----





Digitized by the Internet Archive  
in 2026

[https://archive.org/details/IA41554617\\_0080](https://archive.org/details/IA41554617_0080)

# Inhaltsverzeichnis

|                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| I. Einleitung                                                                                                       | 1  |
| II. Literaturübersicht                                                                                              |    |
| 1. Versauerung von Gewässern                                                                                        | 2  |
| 1.1. Natürlich saure Gewässer                                                                                       | 2  |
| 1.2. Anthropogen versauerte Gewässer                                                                                | 3  |
| 1.3. Saurer Niederschlag und Säure-<br>deposition                                                                   | 5  |
| 2. Sensitivität der Gewässer                                                                                        | 7  |
| 2.1. Bodenchemismus: Puffersysteme des<br>Bodens                                                                    | 8  |
| 2.2. Alkalinität                                                                                                    | 11 |
| 2.3. Puffersysteme im Wasser                                                                                        | 13 |
| 2.4. Allgemeine Eigenschaften versauerter<br>Gewässer                                                               | 14 |
| 2.4.1. pH-Wert                                                                                                      | 14 |
| 2.4.2. pK-Wert                                                                                                      | 14 |
| 2.4.3. Kationenaustausch und Verwitterungs-<br>reaktionen insbesondere am Beispiel<br>des Eisens und des Aluminiums | 15 |
| 2.4.4. Zunahme von Aluminium in Gewässern<br>durch pH-Abfall                                                        | 17 |
| 3. Naturräumliche und geologische Ge-<br>gebenheiten im Untersuchungsgebiet                                         | 19 |
| 4. Ionenregulation bei Fischen                                                                                      | 24 |
| 4.1. Fischblut                                                                                                      | 24 |
| 4.2. Organe der Ionenregulation                                                                                     | 25 |
| 4.2.1. Kiemen                                                                                                       | 26 |
| 4.2.2. Niere                                                                                                        | 28 |
| 5. Physiologische Reaktionen der Fische<br>auf Versauerung                                                          | 29 |
| 5.1. Auswirkung der Versauerung auf Auf-<br>nahme und Transport von Sauerstoff                                      | 29 |

|                            |                                                                                               |    |
|----------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 5.2.                       | Auswirkung der Versauerung auf die<br>Säure/Base-Regulation und Ionen-<br>regulation im Fisch | 31 |
| 5.3.                       | Natrium bei Säurestreß im Fisch                                                               | 33 |
| 5.4.                       | Magnesium bei Säurestreß im Fisch                                                             | 34 |
| 5.5.                       | Calcium bei Säurestreß im Fisch                                                               | 35 |
| 5.6.                       | Aluminium bei Säurestreß im Fisch                                                             | 38 |
| 5.7.                       | Eisen bei Säurestreß im Fisch                                                                 | 40 |
| 5.8.                       | Kalium bei Säurestreß im Fisch                                                                | 41 |
| 5.9.                       | Phosphor bei Säurestreß im Fisch                                                              | 42 |
| III. Material und Methoden |                                                                                               | 44 |
| 1.                         | Auswahl der Gewässer                                                                          | 44 |
| 2.                         | Wildfische                                                                                    | 44 |
| 3.                         | Kontrollfische                                                                                | 47 |
| 4.                         | Fangmethode und Hälterung                                                                     | 47 |
| 5.                         | Betäubung                                                                                     | 48 |
| 6.                         | Blutentnahme und Plasmagewinnung                                                              | 48 |
| 6.1.                       | Plasmaaufschluß                                                                               | 48 |
| 6.2.                       | Plasmapooling                                                                                 | 49 |
| 7.                         | Spurenelementbestimmung                                                                       | 49 |
| 7.1.                       | Nachweisgrenzen der Elementskonzen-<br>trationen beim AES-ICP                                 | 49 |
| 8.                         | Wasserproben                                                                                  | 50 |
| IV. Ergebnisse             |                                                                                               | 51 |
| 1.                         | Kontrollfische                                                                                | 51 |
| 1.a                        | Wasseruntersuchungen                                                                          | 51 |
| 1.b                        | Plasmauntersuchungen                                                                          | 53 |
| 2.                         | Wildfische                                                                                    | 62 |
| 2.1.a                      | Wasserbefunde Kleine Deffernik                                                                | 62 |
| 2.1.b                      | Plasmabefunde                                                                                 | 62 |
| 2.2.a                      | Wasserbefunde Förmitz                                                                         | 67 |
| 2.2.b                      | Plasmabefunde                                                                                 | 67 |
| 2.3.a                      | Wasserbefunde Goldbach                                                                        | 70 |

|                                              |                                                                                                                                       |    |
|----------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.3.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 70 |
| 2.4.a                                        | Wasserbefunde Weißer Main                                                                                                             | 71 |
| 2.4.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 71 |
| 2.5.a                                        | Wasserbefunde Eger                                                                                                                    | 74 |
| 2.5.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 74 |
| 2.6.a                                        | Wasserbefunde Rosenbaumbach                                                                                                           | 75 |
| 2.6.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 75 |
| 2.7.a                                        | Wasserbefunde Grundbach                                                                                                               | 77 |
| 2.7.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 77 |
| 2.8.a                                        | Wasserbefunde Nordhalbener Ködel                                                                                                      | 79 |
| 2.8.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 79 |
| 2.9.a                                        | Wasserbefunde Ölschnitz                                                                                                               | 81 |
| 2.9.b                                        | Plasmabefunde                                                                                                                         | 81 |
| 2.10.a                                       | Wasserbefunde Weißer Regen                                                                                                            | 83 |
| 2.10.b                                       | Plasmabefunde                                                                                                                         | 83 |
| 2.11.a                                       | Wasserbefunde Reschwasser                                                                                                             | 85 |
| 2.11.b                                       | Plasmabefunde                                                                                                                         | 85 |
| 2.12.                                        | Durchschnittswerte                                                                                                                    | 85 |
| V. Besprechung der Ergebnisse und Diskussion |                                                                                                                                       | 89 |
| 1.                                           | Analyseverfahren und Meßgenauigkeit                                                                                                   | 89 |
| 2.                                           | Fischmenge (Wildfische)                                                                                                               | 90 |
| 3.                                           | Elektrolytkonzentration im Plasma<br>von Kontrollfischen aus weichem<br>Wasser im Vergleich zu Kontroll-<br>fischen aus hartem Wasser | 90 |
| 4.                                           | Auswirkung der Betäubungs- bzw.<br>Tötungsart auf den Elektrolytstatus<br>bei Fischen                                                 | 91 |
| 5.                                           | Die Auswertbarkeit von Blutpara-<br>metern bei Fischen                                                                                | 92 |
| 6.                                           | Elektrolyte im Plasma von Fischen<br>aus versauerten Gewässern                                                                        | 93 |

|    |                             |     |
|----|-----------------------------|-----|
| 7. | Zusammenfassende Diskussion | 104 |
|----|-----------------------------|-----|

|     |                 |     |
|-----|-----------------|-----|
| VI. | Zusammenfassung | 107 |
|-----|-----------------|-----|

|         |     |
|---------|-----|
| Summary | 108 |
|---------|-----|

|      |                      |     |
|------|----------------------|-----|
| VII. | Literaturverzeichnis | 110 |
|------|----------------------|-----|

## I. Einleitung

Eine der folgenschwersten Auswirkungen der Gewässer-  
versauerung ist das Aussterben von Fischen; viele  
ehemals kalkarme Gewässer mit ausgewogenem Fisch-  
bestand sind heute fischleer. Generell ist eine Stö-  
rung wichtiger physiologischer Körperfunktionen bei  
Fischen unter "Säurestreß" festzustellen. Negative  
Auswirkungen der Versauerung auf den Fischorganismus  
liegen hauptsächlich in einer Beeinträchtigung des  
Ionenhaushaltes. Die Mehrzahl der Untersuchungen über  
die Auswirkungen der Versauerung wurden unter experi-  
mentellen Bedingungen sowohl in hartem als auch in  
weichem Wasser oder in natürlich versauerten Seen  
durchgeführt. Genauere Felduntersuchungen in ver-  
sauerten Fließgewässern fehlen dagegen. Um eine bessere  
Vorstellung von den tatsächlichen Vorgängen bei der  
Gewässerversauerung und ihren Auswirkungen auf den  
Fisch zu bekommen, die zum Verschwinden ganzer Fisch-  
populationen hauptsächlich in "Weichwassergebieten"  
führen, werden in dieser Arbeit Veränderungen im  
Ionenhaushalt von Fischen aus versauerten Fließge-  
wässern vor Ort untersucht.

## II. Literatur

### 1. Versauerung von Gewässern

Oberflächengewässer können sauer sein, also hohe Konzentrationen an Wasserstoffionen aufweisen, aufgrund natürlicher Gegebenheiten und/oder aufgrund anthropogener Einflüsse im Einzugsgebiet.

Unter Versauerung sind die Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit zu verstehen, die als Folge des Verlustes an Pufferkapazität im Einzugsgebiet auftreten. Sie führen im Ergebnis zu einer Zunahme der freien und gebundenen Säuren im Wasser. Mit einer Versauerung ist überall dort zu rechnen, wo geologische und pedologische Voraussetzungen eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber sauren Schadstoffen beinhalten, eine entsprechend hohe Immissionsbelastung vorliegt und einer Versauerung entgegenwirkende Prozesse quantitativ unbedeutend sind (Bauer et al., 1985).

Der Säuregrad von Oberflächengewässern ist das Ergebnis von komplexen Wechselwirkungen zwischen dem Niederschlag (naß und trocken) bzw. dem Schmelzwasser des Schnees und der Vegetation, dem Bodensystem und dem Gestein im Wassereinzugsbereich. Prozesse wie Ionenaustausch, Verwitterung, Akkumulation und Abgabe von anorganischen und organischen Verbindungen bestimmen die Zusammensetzung im Ablaufwasser (Seip, 1980).

#### 1.1. Natürlich saure Gewässer

Natürlicherweise stark sauer sind z.B. Vulkanseen (Kraterseen), die Schwefelsäure in Konzentrationen bis zu  $0,2n \text{ H}_2\text{SO}_4$  enthalten können. So weist z.B. der See Katanuma im nordöstlichen Japan pH-Werte zwischen 1,4 und 2,0 auf (Rodhe, 1981). Sehr niedrige pH-Werte bis

1,8 zeigen auch die Tundragewässer im Gebiet der Smoking Hills in Toronto (Kanada); sie sind durch die bei der spontanen Verbrennung von bituminösen Schwefelablagerungen entstehenden Schwefeldämpfe bedingt (Havas, 1982; Hutchinson, 1982; Sheath et al., 1982). Ebenfalls natürlich sauer sind Moorgewässer mit pH-Werten, die oft um 4,5 liegen, aber bis pH 3,0 reichen können (Patrick et al., 1981). Die Ursachen für diese niedrigen pH-Werte sind vielschichtig. Zum einen spielen die hohen Konzentrationen an gelösten, sauren organischen Verbindungen, vor allem Huminsäuren, eine wesentliche Rolle, zum andern trägt die Moorvegetation selbst zur Versauerung des Systems bei, und zwar durch Kationenaustauschvorgänge an den Zellwänden lebender und abgestorbener Torfmoose (Sphagnum-Arten). Neben den gelb- bis bräungefärbten Moortümpeln und Hochmoorabläufen sind auch manche klare Quellen und Bäche in Fichtenforsten kalkfreier Standorte (z.B. mit Sandsteinuntergrund) natürlicherweise sauer (Brehm und Meijering, 1982).

### 1.2. Anthropogen versauerte Gewässer

Darüberhinaus kommt es zur Versauerung von fließenden Gewässern, die ursprünglich nicht sauer oder höchstens schwach sauer waren, jedoch in Folge von anthropogen bedingten Veränderungen in ihrem Einzugsgebiet sauer bzw. saurer geworden sind. Besonders empfindlich reagieren oligotrophe Gewässer mit niedrigem Ionengehalt (geringer Leitfähigkeit) und geringem Pufferungsvermögen (Overrein et al., 1980; Spencer, 1982). Über die Ursachen der Versauerung solcher Gewässer herrscht nur teilweise Übereinstimmung; vor allem ist die Gewichtung der einzelnen Faktoren umstritten. Weit- hin akzeptiert ist die Vorstellung, daß die Hauptur-



sache der Eintrag von starken Säuren mit dem Niederschlag ist, allgemein "Saurer Regen" genannt (Overrein et al., 1980; Spencer, 1982; Kallend et al., 1983; Wieting et al., 1984).

Mit der Vervielfachung des Schadstoffausstoßes und dem Bau immer höherer Schornsteine kam es zu einem weitreichenden Massentransport in bisher wenig oder sogar unbelastete Landschaften.

Tabelle 1: Übersicht über den Anteil der verschiedenen Emittenten an Schwefeldioxid und Stickoxiden in der BRD (Umweltbundesamt, 1984).

| Emittenten       | SO <sub>2</sub> (%) | NO <sub>x</sub> (%) |
|------------------|---------------------|---------------------|
|                  |                     | NO <sub>2</sub> (%) |
| Verkehr          | 3,4                 | 54,6                |
| Kleinverbraucher | 9,3                 | 3,7                 |
| Energie          | 62,1                | 27,7                |
| Industrie        | 25,2                | 14,0                |
| Gesamt (t)       | 3 Mio t             | 3,1 Mio t           |

Die Emissionen werden in der Bundesrepublik vor allem in den Industriezentren erzeugt und von dort zu emissionsfernen Standorten transportiert. Dies sind die Mittelgebirge und Teile des Hochgebirges, also überwiegend Waldgebirge. In der Vergangenheit sprach man oft von der "Filterleistung" des Waldes gegenüber Luftschadstoffen und verstand darunter eine positive Funktion des Waldes. Tatsächlich aber wird der Wald damit einer ständigen akkumulierenden Belastung ausgesetzt, und seinem Ökosystem werden immense Schadstoffmengen zugeführt (Ulrich, 1981).

### 1.3. Saurer Niederschlag und Säuredeposition

Saurer Niederschlag ist definiert mit einem pH-Wert  $< 5,6$ , dem pH-Wert von reinem Wasser im Gleichgewicht mit atmosphärischem  $\text{CO}_2$ . Auch unter natürlichen Bedingungen enthält der Niederschlag gelöste Substanzen und Partikel aus verschiedenen Quellen, wie zum Beispiel Meeressalze, Vulkangase oder Erdstaub. All diese Bestandteile können den pH-Wert des Niederschlags beeinflussen. Eine wesentliche Frage ist daher, welchen pH-Wert der Niederschlag hatte, bevor er durch den Einfluß des Menschen, vor allem seit Beginn der industriellen Revolution, verändert wurde. Die wenigen historischen Daten über die chemische Zusammensetzung des Niederschlags sowie Gletschereisanalysen lassen jedoch vermuten, daß in abgelegenen Gebieten der pH-Wert des Niederschlags früher generell 5,0 oder höher war (Likens, 1976). Das Phänomen des "Sauren Regens" ist seit mehr als 100 Jahren bekannt; bereits 1872 taucht dieser Begriff in der wissenschaftlichen Literatur auf (Smith, 1872). Heute ist der pH-Wert des Niederschlags in weiten Teilen Europas und Nordamerikas  $< 4,7$ . Die Daten des Europäischen Niederschlagsnetzes (European Atmospheric Chemistry Network), das 1946 in Schweden die Arbeit aufnahm, zeigen, daß in Teilgebieten Europas Mitte der 60er Jahre ein sprunghafter Anstieg im Säuregehalt des Niederschlags auftrat (Kallend et al., 1983). Die zunehmende Säure des Regens wurde bereits 1967 von der schwedischen Regierung dokumentiert (Oden, 1976). In skandinavischen Meßstationen wurde für die Zeit von 1956-1975 eine mittlere Zunahme der Wasserstoffionen-Konzentration um 7% pro Jahr festgestellt (Kallend et al., 1983).

Während niederschlagsfreier Perioden akkumulieren die Luftschadstoffe auf den Pflanzenoberflächen in trockener Form als "trockene Deposition", die dann mit dem nächsten kräftigen Niederschlag abgewaschen und dem Boden zugeführt wird. Luftschadstoffe werden aber auch bereits in der Atmosphäre von Regentropfen aufgenommen und gelangen dann als "nasse Deposition" in das Ökosystem. "Saurer Regen" würde also lediglich die "nasse Deposition" umfassen.

Da aber der Anteil der trockenen Ablagerung gerade für die Wälder von Bedeutung ist und dazu noch ein mehrfaches der "nassen Deposition" ausmacht, spricht man besser zusammenfassend von der "Säuredeposition" oder von dem "Säureeintrag" (Krieter und Haberer, 1985). Neben versauernden Substanzen und Kationen beinhaltet Regenwasser auch Spurenelemente wie z.B. Blei, Cadmium, Kupfer und Nickel, welche durch industrielle Emittenten an die Atmosphäre abgegeben werden können (Beamish und Van Loon, 1977).

Vom sauren Niederschlag am stärksten betroffen sind in Nordamerika die östlichen Gebiete (Wisniewski und Keitz, 1983); in Europa reicht die Zone mit den niedrigsten Niederschlags-pH-Werten vom Zentrum Mitteleuropas über England und die Nordsee bis Südkandinavien (Aniansson, 1982). Von der Gewässerversauerung potentiell gefährdet sind in der Bundesrepublik Deutschland im wesentlichen die Waldgebiete der Mittelgebirgslandschaften, insbesondere der nördliche und südliche Schwarzwald, der Bayerische Wald, das Fichtelgebirge und der Frankenwald, ferner Taunus und Hunsrück, Gebiete im Hessischen Buntsandstein-Bergland, Harz und verschiedene Waldgebiete in Nordrhein-Westfalen (Hamm, 1985).

## 2. Sensitivität der Gewässer

Das Ausmaß, in dem Säureeintrag ein aquatisches System verändern kann, ist von der Geochemie, Geomorphologie und Hydrodynamik des Wassereinzugsgebietes abhängig. Die genannten Faktoren bedingen die Kapazität des Bodens bzw. des Wassers, Säuren zu neutralisieren, Metalle und organische Verbindungen zu absorbieren. Schwach gepufferte, elektrolytarme, oligotrophe Gewässer sind gegenüber Säureeintrag am empfindlichsten. Solche Gewässer finden sich in Gebieten mit verwitterungsresistentem, quarzhaltigem Untergrund ( Urgestein wie Granit und Gneis ) mit oft dünner Bodenauflage. Sie sind verbreitet in den Bereichen des präkambrischen Schildes in Nordamerika und Nordeuropa. In der Bundesrepublik Deutschland finden sich Versauerungsgewässer in norddeutschen Sandergebieten, sowie Harz, Eifel, Hunsrück, Taunus, Sauer- und Siegerland, Schwarzwald, Ostbayerisches Grundgebirge, Knüllgebirge, Kaufunger Wald und Solling (Wieting et al., 1984). Die Gewässer weisen dort oft sehr niedrige Ionenstärken auf ( spezifische Leitfähigkeit  $50 \mu\text{S}/\text{cm}$  bei  $20^\circ \text{C}$  ), sehr niedrige Alkalinitäten ( Hydrogencarbonatkonzentration  $100 \mu\text{eq}/\text{l}$  ) und sehr geringe Pufferkapazität. Die pH-Werte solcher Gewässer sind ( mit Ausnahme der huminsauren Seen ) natürlicherweise höher als 5,5. Sehr empfindlich reagieren auch Hochmoorgewässer sowie solche Gewässer, in deren Einzugsgebiet stark verwitterte, sandige Böden mit geringem Neutralisierungsvermögen vorkommen. Keine Versauerung von Gewässern ist zu erwarten in Gegenden mit ausreichend kalkhaltigem Gestein ( Dillon et al., 1978; Lenhart und Steinberg, 1984; Wieting et al., 1984; Hamm et al., 1985 ).

Für die Sensibilität der Gewässer gegenüber Versauerung spielt auch die Alkalinität, d.h. die Neutralisierungskapazität eine große Rolle. Sie wird in Punkt 2.2. ausführlicher beschrieben.

### 2.1. Bodenchemismus: Puffersysteme des Bodens

Dem Boden kommt hinsichtlich der Versauerung eine besondere Bedeutung zu, da er mehrere Puffersysteme besitzt, die gegen Versauerung angesetzt werden können (Hamm et al., 1985). Im folgenden werden die Puffersysteme des Bodens dargestellt. Nach Ulrich und Matzner (1983) lassen sich folgende Pufferbereiche im Boden unterscheiden:

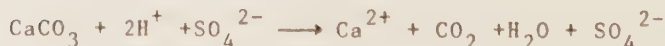
#### 1. Kohlensäure/Carbonat - Pufferbereich

pH-Bereich: 6,2 - 8,6 / neutral

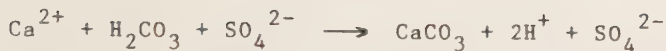
Dieser Bereich ist in Böden mit hohem Carbonatgehalt - vorwiegend Calcit und Kalkstein - wirksam. Säuren werden durch die Ausfällung von Calciumcarbonat gepuffert:



Durch den hohen Schwefelsäureeintrag kann es in Kalkgebieten allerdings dazu kommen, daß der Sulfatanteil an der Anionensumme im Grundwasser ständig steigt:



Dieses Grundwasser kann durch den Anstieg des Sulfatanteils in seiner Aggressivität stark zunehmen, wenn bei der Carbonatausfällung starke Säuren entstehen:

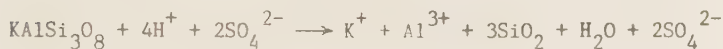


Calcium ist dominierendes Kation,  $\text{HCO}_3^-$  dominierendes Anion in der Bodenlösung.

## 2. Silikat - Pufferbereich

pH-Bereich: 5,0 - 6,2 / schwach sauer

Böden im Silikat-Pufferbereich wären in mittel-europäischen Waldlandschaften sicherlich vorherrschend, wenn der Mensch nicht in der Vergangenheit durch seine Nutzung und in unserer Zeit besonders durch die Luftschadstoffe diese Gleichgewichte gestört hätte und im Lauf der Zeit zerstören würde. Sie puffern die starke Schwefelsäure ab und setzen dabei die schwache Kieselsäure ( bzw. ihr Säureanhydrid ) frei:



Ohne die Schwefelsäurelast wären diese Landschaften gekennzeichnet durch weiches Wasser mit sehr geringer Salzkonzentration. Als Anion würde das Hydrogencarbonat dominieren, während Aluminium und Schwermetalle in diesem Bereich nicht auftreten können. Am Austauschkomplex und in der Bodenlösung dominieren  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Na}^+$ , die durch äquivalenten  $\text{H}^+$ -Verbrauch freigesetzt werden; die Pufferkapazität richtet sich nach dem Silikatgehalt und dessen Verwitterbarkeit ( pH-abhängig ).

## 3. Austauscher-Pufferbereich

pH-Bereich: 4,2 - 5,0 / mäßig sauer

Unter dem langanhaltenden Einfluß des "Sauren Regens"

werden in diesem Bereich zum einen die an den Tonmineralien absorptiv gebundenen Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) ausgetauscht und ausgewaschen. Daneben werden die Säuren abgepuffert unter Freisetzung von Aluminium-Ionen aus den Silikaten, die zum Teil dann als polymere Aluminiumhydroxo-Kationen die Ladungsstellen der Tonmineralien besetzen und blockieren. Da die Kationenaustauschkapazität sehr stark abnimmt, vermindert sich damit sowohl die aktuelle als auch die potentielle Basensättigung. Im Grundwasser steigen durch die Auswaschung die Anteile an Calcium- und Magnesiumionen vorübergehend an. Auch die Konzentration an Sulfat nimmt ständig zu, ebenso wie die an Nitrat; letztere allerdings in geringerem Ausmaß.

#### 4. Aluminium-Eisen-Pufferbereich

pH-Bereich: 3,0 - 4,2 für den Aluminiumbereich  
3,0 für den Eisenbereich

Die meisten unserer Waldböden befinden sich zur Zeit im Bereich des Aluminiumpuffer- sowie des Eisenpuffersystems. Fast alle Ladungsstellen der Tonmineralien sind mit Aluminiumhydroxo-Kationen belegt. Charakteristisch ist nun, daß die Pufferung über eine Auflösung dieser Verbindung oder im noch saureren Milieu durch Auflösung von Eisenoxiden abläuft:

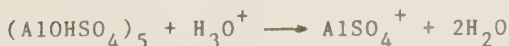


Die basischen Nährstoffe sind größtenteils ausgewaschen, und im Sickerwasser treten zunehmend

Aluminium, Mangan und schließlich Eisen auf. Die Konzentration des Aluminiums überschreitet sowohl im Boden wie auch in den Oberflächengewässern mit 1-10mg/l  $\text{Al}^{3+}$  rasch entsprechende Toxizitätsschwellen (Muniz and Leivestad, 1980a/b). Sind die Böden chemisch in diesem Zustand degradiert, entsteht eine neue besondere Problematik. Die Mobilität für pedogene wie immittierte Schwermetalle ist außerordentlich hoch und damit auch die Gefahr der Beeinträchtigung des Grundwassers. Auch gilt es zu berücksichtigen, daß in den Böden eine zwar vorübergehende, aber umfangreiche Aufspeicherung der Schwefelsäure als Aluminiumhydroxo-Sulfat stattfinden kann:



Dieser Vorgang vermag möglicherweise eine Versauerung des Sicker- und Grundwassers für einige Zeit aufzuhalten. Bei fortgesetztem Säureeintrag kommt es jedoch zu einer Auflösung dieser Verbindung und somit zu einem "Durchschlagen" der Versauerung und hoher Aluminiumkonzentration in die Sickerwasserbahnen:



## 2.2. Alkalinität

Die Versauerung wird allgemein als Verlust der Neutralisierungskapazität von Boden und Wasser verstanden (Anonymus, 1982). Sehr häufig wird

die Neutralisierungskapazität und damit die Sensitivität der Gewässer gegenüber Versauerung durch die Alkalinität ausgedrückt; teilweise findet man auch die Bezeichnung Gesamtalkalinität (total alkalinity) (Omernik and Powers, 1982). Sie entspricht der Summe aller Basen, die mit einer starken Säure bis zu einem definierten Äquivalenzpunkt titriert werden kann. Sie wird bestimmt durch jede Substanz, die mit dem Wasserstoffion reagiert (Harvey et al., 1981).

Da das Carbonat/Bicarbonat-Puffersystem in den Gewässern von herausragender Bedeutung ist, wird meist nur von der (Bicarbonat-)Alkalinität gesprochen, auch wenn andere Puffersysteme anwesend sind. Die Alkalinität wird daher üblicherweise wie folgt definiert:

$$\text{Alk} = \text{HCO}_3^- + 2\text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^- - \text{H}^+$$

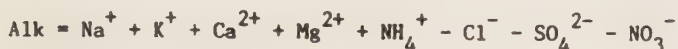
(Overrein et al., 1980).

Da bei pH-Werten  $< 8,2$  der Anteil der Carbonat- wie auch der Hydroxylionen verschwindend klein wird, vereinfacht sich die Gleichung der Alkalinität für kalkarme Gewässer wie folgt:

$$\text{Alk} = \text{HCO}_3^- - \text{H}^+.$$

Ionen wie  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und üblicherweise auch  $\text{NH}_4^+$  bleiben in ihrer Konzentration unbeeinflusst vom pH (und vom Druck und der Temperatur). Dementsprechend kann die Alkalinität auch als Differenz der Gesamtladung aller nicht protolytischen Kationen und Anionen dargestellt werden (Schindler et al., 1980 ; Schnoor et al., 1983).

Die entsprechende Gleichung lautet dann je nach  
Chemismus des Sees:



(Schnoor et al., 1983), oder auch



(Schindler et al., 1980).

### 2.3. Puffersysteme im Wasser

Neben dem Carbonat/Bicarbonatpuffer des Wassers  
treten im Wasser noch weitere Puffersysteme auf.  
Sie unterscheiden sich in ihrer Zuständigkeit  
durch unterschiedliche pH-Bereiche.  
Schwefelsäure/Sulfat puffert im pH-Bereich 1,6-2,9,  
Essigsäure/Acetat puffert im pH-Bereich 3,7-5,7.  
Phosphorsäure/Phosphate puffern in unterschiedlichen  
pH-Bereichen:

1. im pH-Bereich 1,7-3,2
2. im pH-Bereich 6,1-8,0
- im pH-Bereich 11,1-12,6.

Ammoniak/Ammonium puffert im pH-Bereich 8,5-10,5  
( Hamm et al., 1985).

Dazu kommen noch organische Puffersysteme wie die  
Braunhuminsäuren ( Hamm et al., 1985). Diese  
schwachen organischen Säuren besitzen meist nur  
örtlich eine Bedeutung (Moorwasserseen, Braun-  
wasserseen). Eine weitere Pufferungsmöglichkeit  
ist durch die Wechselwirkung Wasser/Sediment ge-  
geben (Lenhart und Steinberg, 1984).

## 2.4. Allgemeine Eigenschaften versauerter Gewässer

### 2.4.1. pH-Wert

Der Säuregehalt von Oberflächengewässern wird in Form des pH-Wertes angegeben:

$$\text{pH} = -\log(\text{H}^+),$$

wobei  $\text{H}^+$  der Wasserstoffionen-Aktivität entspricht. In verdünnten Lösungen, also auch in Oberflächengewässern, sind Aktivität und effektive Konzentration jedoch praktisch gleichbedeutend. Entsprechend der logarithmischen pH-Skala kommt eine Reduzierung des pH-Wertes um eine Einheit jeweils einer Verzehnfachung der Wasserstoffionen-Konzentration gleich. Eine Wasserstoffkonzentration von  $10 \mu\text{eq/l}$  entspricht z.B. einem pH-Wert von 5,0,  $50 \mu\text{eq/l}$  entsprechen einem pH-Wert von 4,5 und  $100 \mu\text{eq/l}$  entsprechen einem pH-Wert von 4,0 (Lenhart und Steinberg, 1984).

### 2.4.2. pK-Wert

Eine anorganische oder organische Säure ( $\text{HA}$ ) dissoziiert in Protonen  $\text{H}^+$  und Liganden  $\text{A}^-$ . Starke Säuren wie z.B. Schwefelsäure dissoziieren in wässriger Lösung vollständig, so daß,



ist. Die Dissoziationskonstante  $K$  dieser Reaktion ist sehr hoch. Schwache Säuren haben dagegen kleine Dissoziationskonstanten. Wenn der pK-Wert ( $\text{pK} = -\log K$ ) z.B. einer Metallhydrolysereaktion kleiner

ist als der pH-Wert der Lösung, wirkt die Substanz als Säure. Die pK-Werte vieler in Gewässern natürlicherweise vorkommender Säuren (z.B. Huminsäuren) oder die pK-Werte der Hydrolysen von Kupfer, Aluminium oder Eisen liegen im Bereich von 4 bis 8. Diese Substanzen wirken daher als Säuren beziehungsweise versauernd oder als Basen, je nach dem pH-Wert des Gewässers (Harvey et al., 1981).

#### 2.4.3. Kationenaustausch und Verwitterungsreaktionen insbesondere am Beispiel des Eisens und des Aluminiums

Außer der Versauerung von Gewässern selbst sind auch die pH-abhängigen Reaktionen der Metallverbindungen von Bedeutung. Das Regenwasser, das das Gewässer erreicht, enthält erhöhte Gehalte an Aluminium, Mangan, Calcium, Magnesium und Kalium und unter Umständen kurzfristige Erhöhungen von Natrium ( siehe auch 2.1.).

Der Mechanismus im Boden ist die Verdrängung dieser Elemente durch das Wasserstoffion über Kationenaustausch und Verwitterungsreaktionen (Norton, 1976; Reuss, 1976; Burton et al., 1982). Die Löslichkeit des gesamten  $\text{Fe}^{3+}$  aus amorphem Eisenhydroxid verhält sich wie in Abb. 1 wiedergegeben. Einige weitere Zahlen als Beispiele: Die Löslichkeit von Eisen aus einem durchschnittlichen kristallinen Gestein steigt von 0,03 auf 500 µg/l, von Kupfer von 0,006 auf 170 µg/l, von Zink von 0,004 auf 80 µg/l und von Nickel von 0,006 auf 170 µg/l, wenn der pH-Wert von 8,1 auf 4,5 fällt ( Kramer, 1976). Nach Overrein et al., (1980) weisen Seen in Norwegen erhöhte Konzentrationen an Zink und Blei auf. Sie führen diese Erhöhungen in ihrem Ursprung

sowohl auf den verschmutzten Niederschlag als auch auf die verstärkte Auswaschung aus dem Umland zurück. Nach norwegischen Untersuchungen von Schneeproben (Johannessen et al., 1977) stammt der überwiegende Teil der Metalle jedoch aus atmosphärischen Depositionen und nicht aus Auswaschungen im Einzugsgebiet.

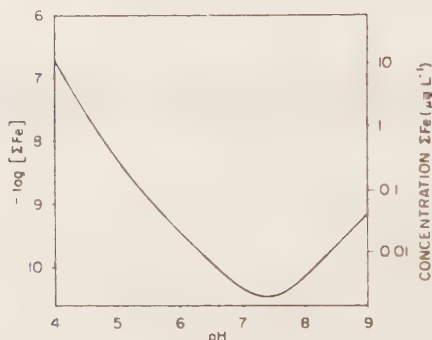


Abb. 1 Löslichkeit des Eisens aus amorphem Hydroxid in Abhängigkeit vom pH-Wert (Harvey et al., 1981)

Obwohl Aluminium bei einem pH-Wert von 6-7 in Wasser unlöslich ist, steigt die Löslichkeit rapide, wenn der pH-Wert unter 5,0 fällt oder über 7,0 ansteigt. Da die Wirkung des Aluminiums auf die aquatischen Organismen von seiner chemischen Form abhängt, ist die Charakterisierung der Al-Spezies in Seen und Flüssen unabdingbar, wird jedoch nur sehr selten durchgeführt. Eine derartige Charakterisierung stammt von Driscoll (1980) und Driscoll et al., (1980) für Gewässer aus den Adirondack Mountains (U.S.A.). Aus dem Verteilungsdiagramm Abb. 2, das die verschiedenen gelösten Al-Spezies im

Gleichgewicht mit dem Mineral Gibbsit darstellt, wird deutlich, daß unter pH 5,0  $\text{Al}^{3+}$  zur vorherrschenden Form wird. Bei pH 3,0 sind  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen rund 100fach konzentrierter als  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  und 10.000fach konzentrierter als  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  (Overrein et al., 1980).

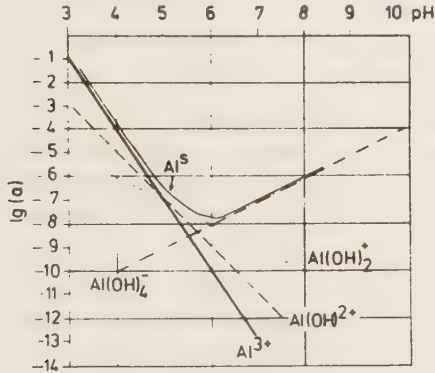


Abb. 2 Aktivitäten von  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  und  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  im Gleichgewicht als Funktion des pH-Wertes.  $\text{Al}^{\text{S}}$  ist die Summe der Aktivitäten aller gelösten Spezies (Overrein et al., 1980).

#### 2.4.4. Zunahme von Aluminium in Gewässern durch pH-Abfall

In Seen entlang der schwedischen Westküste ermittelten Almer et al. (1978) eine Al-Zunahme bei abnehmendem pH, wobei die Konzentration bis zu 650  $\mu\text{g/l}$  Gesamt-Al bei pH 4,0 reichte. Versauerte Seen in Norwegen wiesen im Mittel 200  $\mu\text{g/l}$  ionisches  $\text{Al}^{3+}$  bei pH 4,7 auf (Gjessing et al., 1976). Seen mit einem gemäßigten pH-Wert (5,4-6,0) besitzen sowohl in Nor-

wegen noch ionisches  $\text{Al}^{3+}$  in Konzentrationen von 50 bis 90  $\mu\text{g/l}$  als auch in Ontario (Beamish, 1976; Gjessing et al., 1976). Als ein weiteres Beispiel seien Untersuchungen im Gebiet des Kleinen Arbersees (Bayerischer Wald) angeführt. Abb. 3 gibt die Verhältnisse wider, wie sie in Zulaufbächen im See und im Seeablauf gefunden wurden. Es zeigt sich eine ähnliche Beziehung zwischen pH-Wert und Gesamt-Aluminium, wie sie in den schwedischen Gewässern gefunden wurde. In verschiedenen Bächen des Bayerischen Waldes wurden bei der Schneeschmelze Aluminium-Werte angetroffen, die bei 8  $\text{mg/l}$  lagen (Schmitt, 1987).

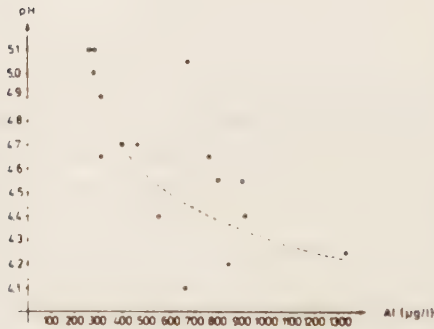


Abb.3 pH und Aluminium-Konzentrationen im Wasser des Kleinen Arbersees (Bayerischer Wald). Es wurden sowohl die Werte aus den Zulaufbächen als auch die aus dem See und dem Seeablauf aufgetragen (Lenhart und Steinberg, 1984).

### 3. Naturräumliche und geologische Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsräume allgemein:

Der Untersuchungsraum in Nord- und Ostbayern läßt sich aufgrund der geologischen und morphologischen Gegebenheiten in vier deutlich voneinander abgegrenzte Teilgebiete gliedern (Abb. 4).

1. Bayerischer Wald
2. Oberpfälzer Wald
3. Fichtelgebirge
4. Frankenwald

Diese vier Grundgebirgsregionen sind Mittelgebirgslandschaften, die sich durch eine starke Bewaldung auszeichnen, wovon Bayerischer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald Untersuchungsgebiete dieser Arbeit darstellen. Infolge der Höhenlage, der hohen Niederschlagsmengen (bis 1 400mm), des rauen Klimas (Jahresmittel 3 - 7°C) und der schlechten Bodenverhältnisse sind sie nur gering besiedelt und werden überwiegend als Grünland benutzt (Fischer-Scherl et al., 1986).

Der Bayerische Wald wird durch die Pfahlzone in einen Vorderen und Hinteren Bayerischen Wald geteilt. Lange bewaldete nordwest-südost verlaufende Bergrücken und Bergkämme bestimmen die Landschaft, die hier häufig Höhen über 1000m und mit dem Großen Arber (1456m) ihre höchste Erhebung erreicht.

Der hufeisenförmige, nach Osten geöffnete Wall des Fichtelgebirges, der überwiegend von großen Granitstöcken gebildet wird, ist noch weitgehend bewaldet. Blockmeere und Moore in den Senken sind typisch für diesen Raum. Die höchsten Erhebungen stellen im We-

sten der Schneeberg mit 1051m und der Ochsenkopf mit 1024m dar. Das Fichtelgebirge bildet die Hauptwasserscheide zwischen Donau, Rhein und Elbe, vertreten durch die Naab, die in die Donau fließt, den Main, der in den Rhein fließt, und die Sächsische Saale, die in die Elbe fließt. Die Eger, die das Innere des Fichtelgebirges entwässert, fließt zur Elbe. Der innere Teil des Fichtelgebirges, die flache Selber-Wunsiedler Bucht, ist stärker besiedelt und wird landwirtschaftlich genutzt.

Der Frankenwald bildet eine jungtertiäre Rumpffläche mit mehreren Hochflächen um 500 bis 700m, in die tiefe, engschluchtige Kerbsohltäler eingeschnitten sind. Die Siedlungen liegen hoch oben auf den Hochflächen, die stark gerodet sind, und landwirtschaftlich genutzt werden. Die Oberflächengewässer gehören alle zum Flußsystem der Rodach und damit über den Main zum Einzugsgebiet des Rheins (Hamm et al., 1984).

Das Grundgebirge in Nordostbayern, auch "Altes Gebirge" genannt, gehört zur Böhmisches Masse, und zwar mit seinem Südteil zur Moldanubischen Region und seinem Nordteil zur Saxothüringischen Zone. Die Grenze stellt die Erbendorfer Linie dar (Erbendorf - Tirschenreuth - Mähring). Dabei stellen die vier Mittelgebirgslandschaften unterschiedliche geologisch-retrotektonisch definierbare Grundeinheiten dar, d.h. die morphologische naturräumliche Gliederung wird im wesentlichen durch die geologischen Verhältnisse bestimmt (Hamm et al., 1985).

Das Grundgebirge wird weitgehend von Gesteinen aufgebaut, die carbonatfrei sind und damit die Ursache für die geringe Pufferkapazität der Oberflächengewässer, aber auch des Grundwassers bilden. Es sind dies in erster Linie Granite, Gneise, Schiefer, Quarzite, Grauwacken und Diabase. Kalksilikate und Marmore kommen in der Gesteinsserie der "Bunten Gruppe" vor, und hier hauptsächlich im Südosten des Bayerischen Waldes (Passauer Raum) und im Innern des Fichtelgebirges. Dazu sind in den paläozoischen Gesteinen des Frankenwaldes Kalksteine und Marmore eingeschaltet. Bei Untersuchungen zeigte sich, daß die Oberflächengewässerversauerung im Grundgebirge Nordostbayerns vornehmlich im Zusammenhang mit den großen bewaldeten Granitstöcken auftritt. Einzige Ausnahme bildet das Arbergebiet, das aus Gneis besteht und dessen höchste Erhebung (Großer Arber) nicht bewaldet ist (Hamm et al., 1984).

Granite haben die Eigenschaft bei vollständiger Verwitterung in grusige, lehmig-sandige bis sandig-lehmige Bodenarten mit relativ hohem Gehalt an Alkalien (besonders Kalium) zu zerfallen, die aus dem Orthoklas und Biotit stammen. Geringe Mengen an Apatit dienen als Lieferanten der Phosphorsäure im Boden (Kuntze et al., 1981).

Der Bayerische- und Oberpfälzer Wald sind relativ einheitlich aufgebaut. Beide Gebiete bilden gesteinsmäßig verwandte, benachbarte Areale und gehören zur geologischen Einheit des Moldanubikum. Metamorphe Gesteine, vor allem Gneise (Cordierit-, Sillimonitgneise) der Monotonen Gesteinsgruppe dominieren im Untersuchungsgebiet. Helle kieselsäurereiche Granite treten, abgesehen vom Vorderen Bayerischen Wald und Nabburger Raum, vor allem im Resch- und Dreisessel-

gebiet und im Norden des Oberpfälzer Waldes bei Flossenbürg und Falkenstein in größerer Verbreitung auf. Von Bedeutung ist, daß Cordierit-Gneise Kieserze führen können, die lokal angereichert sind. Diese Kieserze können bei der Verwitterung ebenfalls zu einer Versauerung führen. So wurden in den Grubenwässern der Graphitbergwerke nördlich von Passau pH-Werte um 3,0 angetroffen. Mächtigere Kieserzvorkommen treten im Bereich vom Rachelsee und dem Arbergebiet auf. Bekanntestes Gebiet ist der Silberberg bei Bodenmais, in dessen Umgebung infolge der Oxidation Sulfatwerte bis zu 700 mg/l in den Quellen angetroffen werden (Hamm et al., 1984).

Der geologische Begriff "Fichtelgebirge" umfaßt neben dem einheitlichen Fichtelgebirge auch die Landschaftsräume des Steinwaldes und des Waldsassener Schiefergebirges. Die altpaläologischen metamorphen Sedimentserien bestehen aus einer klastisch betonten Folge von Quarziten, Glimmerschiefer, Phyllite, Grauwacken und basischen Tuffen. Dazu kommen im Raum Ebnath-Arzberg präkambrische Gesteine, die neben Glimmerschiefer auch mächtigere Marmoreinschaltungen führen können. Etwa die Hälfte des Fichtelgebirges wird von Graniten eingenommen, die in zwei Schüben, Asturische Phase und Sudetische bzw. Bretonische Phase, in die älteren Gesteinsschichten eingedrungen sind. Diese Granitstöcke bilden heute die höchsten Erhebungen des Fichtelgebirges.

Im Fichtelgebirge und im anschließenden Teil des Nördlichen Oberpfälzer Waldes weisen jungtertiäre Sedimente und Basalte eine größere Verbreitung auf. Größere Basaltvorkommen finden sich im Raum Mitterteufel-Marktredwitz. Bei den Süßwasserablagerungen mit stark wechselnden Mächtigkeiten handelt es sich

überwiegend um Schotter, Sande und Tone mit Braunkohle, die carbonatfrei sind. Dazu kommen noch tiefgründige, kaolinisierte Verwitterungsdecken.

In den meist gering metamorphen, paläozoischen Schichten des Frankenwaldes überwiegen die Schiefergesteine. Von Bedeutung sind die bituminösen, schwefelkiesreichen Alaunschiefer, da bei der Verwitterung aus dem Schwefelkies Sulfat entsteht. Daneben treten Quarzite, Sandsteine, Grauwacken, Konglomerate und Kalksteine auf. Dazu kommen örtlich mächtige Diabase und Keratophyllite vor. Insgesamt sind die Gesteine des Frankenwaldes, insbesondere durch die Kalksteine leicht wasserlöslich (Hamm et al., 1984).

#### 4. Ionenregulation bei Fischen

##### 4.1. Fischblut

Das Blut dient als Transportmedium für gelöste Stoffe im Körper, z.B. für Sauerstoff und Kohlendioxid.

Sauerstofftransport:

Sauerstoff wird hauptsächlich vom Hämoglobin vom Gasaustauscher zum Gewebe transportiert. Hämoglobin wird oxygeniert (lagert Sauerstoff an), wenn der  $pO_2$  hoch ist, desoxygeniert wenn er sinkt, entsprechend der Sauerstoffdissoziationskurve.

Diese Kurve ist nichtlinear und normalerweise sigmoid, d.h., daß Sauerstoff im Gewebe abgeladen werden kann, selbst wenn der  $pO_2$  des Gewebes relativ hoch ist.

Kohlendioxidtransport:

Über die Art und Weise, wie  $CO_2$  aus dem Gewebe abtransportiert und über Haut und Kiemen ausgeschieden wird, ist weniger bekannt (Bone und Marshall, 1985). Ein neueres, von Haswell und Randall (1978) vorgeschlagenes Schema besagt folgendes:  $CO_2$  wird an den Kiemen entweder molekular oder als Hydrogencarbonat ausgeschieden. Es diffundiert aus den Geweben ins Blut und dringt dort in die roten Blutkörperchen ein, wo es zu Kohlensäure hydratisiert wird und anschließend sofort zu  $H^+$  und  $HCO_3^-$  dissoziiert (diese Reaktion wird von einer Carboanhydrase in den roten Blutkörperchen katalysiert). Das Ergebnis ist die Ablösung des Sauerstoffs vom Hämoglobin.  $CO_2$  wird auch im Blutplasma hydratisiert, jedoch zu einem weitaus geringeren Teil als in den roten Blutkörperchen; die Zunahme an Hydrogencarbonat im Blutplasma findet also erst statt, nachdem

das Blut das respiratorische Gewebe verlassen hat und sich in den Venen befindet. Nun sinkt, da der  $\text{HCO}_3^-$ -Gehalt im Blutplasma steigt, der  $\text{pCO}_2$ , und  $\text{CO}_2$  diffundiert aus den roten Blutkörperchen. Das Blut weist also beim Eintritt in die Kiemen eine höhere Hydrogencarbonatkonzentration im Plasma und einen niedrigeren  $\text{pCO}_2$  in den roten Blutkörperchen auf als das Blut, welches das Gewebe verläßt. Diffusion  $\text{CO}_2$  aus den roten Blutkörperchen ins Plasma erhöht den pH; dadurch steigt die Sauerstoffaffinität des Hämoglobins und Sauerstoff wird an den Kiemen aufgenommen, wohingegen Hydrogencarbonat und  $\text{CO}_2$  nach außen diffundieren (Bone und Marshall, 1985).

Die Zusammensetzung (mg/l) des Plasmas einer Bachforelle wird von Roberts (1985) wie folgt angegeben: Chlor 4240, Natrium 3580, Magnesium 23,0, Kalium 201, Calcium 125, Phosphor 93, Sulphat 8,0 und die gesamte Blutglucose 710; die Gefrierpunktserniedrigung liegt bei  $0,57^\circ\text{C}$ . Die Zusammensetzung des Plasmas ist der des Säugetierplasmas bemerkenswert ähnlich. Die Plasmaproteinkonzentrationen sind niedriger als beim Menschen (7g/l); Werte zwischen 1,68 bis 6,19 g/l wurden bei verschiedenen Knochenfischarten registriert ( Roberts, 1985).

#### 4.2. Organe der Ionenregulation

Der Wasser- und Salzhaushalt der Fische wird gemeinsam durch die Kiemen und die Niere reguliert. Im Süßwasser ist die Umwelt hypoosmotisch; das Wasser neigt dazu durch Kiemen und permeable Oberflächen in die Körperflüssigkeit einzudringen. Im Meerwasser ist das umgebende Milieu hyperosmotisch, d.h. dem Körper wird ständig Wasser entzogen. Dies wird durch

die glomeruläre Filtrationsrate der Niere kompensiert (Roberts, 1985).

#### 4.2.1. Kiemen

Fische nehmen aktiv gegen das Konzentrationsgefälle Salze aus dem Wasser auf. Mit Hilfe von radioaktiven Tracer verfolgte man den Weg der Salze im Körper (Maetz, 1974 ). Dabei zeigte sich, daß ein völlig unerwarteter massiver Salzeinstrom an den Kiemen stattfindet. Diese Entdeckung veränderte alle bisherigen Vorstellungen über den Mechanismus des Salzaustausches an den Kiemen. Es stellte sich heraus, daß der totale Salzeinstrom 5-10mal größer als die Salzaufnahme ist, die aus dem Trinken von Wasser resultiert und viel mehr Salz über die Kiemen verlorengeht, als man bisher angenommen hatte. Maetz (1969) vermutete einen aktiven Austausch von  $\text{Na}^+$  innen gegen  $\text{K}^+$  außen (der von der ATPase angetrieben wird), wobei externes  $\text{Na}^+$  und  $\text{K}^+$  vermutlich um einen Carrier mit hoher  $\text{H}^+$ -Affinität konkurrieren.

Bemerkenswerterweise sind die speziellen Zellen, die die Salzaufnahme im Süßwasser bewirken, und die Zellen, die im Meer Salze aus dem Körper ausscheiden, vom selben Typ. Spezielle azidophile Zellen in den Kiemen des Aals sind bereits vor über 50 Jahren gefunden worden (Keys and Willmer, 1932). Da sie in den Kiemen von an Meerwasser adaptierten Aalen häufiger vorkommen als in Kiemen von an Süßwasser angepassten Tieren, nimmt man an, daß sie für den Salzaustausch an den Kiemen verantwortlich sind ( Karnaky, 1980; Philpott, 1980).

Später haben ultrastrukturelle und histochemische Untersuchungen die Ansicht bestätigt, daß diese

Chloridzellen (so genannt, weil sie Chloridionen enthalten; der descriptive Ausdruck für diese Zellen lautet "Ionozyt ") im Meer der Sekretion von Salzen und im Süßwasser der Salzaufnahme dienen (Bone und Marshall, 1985). In den Chloridzellen befindet sich eine große Anzahl von dicht gepackten Mitochondrien. Die Wände des tubulären Systems enthalten eine Na-K-aktivierbare ATPase in hoher Konzentration ( die am Natriumtransport beteiligt ist). Im elektronenoptischen Bild erkennt man sie als regelmäßig angeordnete Partikelreihen in der Membran des tubulären Systems (Fischer, 1984).

Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, daß Natrium- und Chloridaufnahme unabhängig voneinander sind. Eine selektive Blockade der einen Ionenaufnahme beeinflußt die andere nicht. Wie Maetz (1974 ) formulierte: "Um die elektrostatische Neutralität bei jedem einzelnen Ionentransfer zu erhalten, muß die Körperoberfläche ein paar von Ionenaustauschsystemen enthalten, die unabhängig voneinander arbeiten können." Einwärtsgerichtete Bewegungen von NaCl durch die Chloridzellen von Süßwasserfischen finden durch den Zellapex statt, der dem Wasser ausgesetzt ist ( Bone und Marshall, 1985).

Carboanhydrase liegt in großen Mengen vor und katalysiert die Hydratation von  $\text{CO}_2$  in der Zelle.  $\text{Na}^+$  dringt ein, wenn  $\text{H}^+$ -Ionen sezerniert werden;  $\text{Cl}^-$  dringt ein, wenn  $\text{HCO}_3^-$  sezerniert wird. Einen definitiven Beweis, daß die Chloridzellen wirklich die Orte der Salzausscheidung sind, haben Foskett und Scheffey (1982) in neuester Zeit vorgelegt. Sie haben nachgewiesen, daß die Maxima negativer Stromdichte um die Scheitel der Chloridzellen, die mit fluoreszierenden Ionophoren sichtbar gemacht wurden, konzentriert sind.

Chloridzellen werden auch als Sitz der Calciumaufnahme in den Kiemen diskutiert (Payan et al., 1981).

Nach den frühen Geteilte-Box-Experimenten von Smith (1929) wurde klar, daß der Hauptweg der Stickstoffexkretion bei Knochenfischen (Teleosteen) über die Kiemen führt, und zwar hauptsächlich in Form von Ammoniak.

#### 4.2.2. Niere

Knochenfische besitzen einen typischen Opisthonephros, dessen segmentale Struktur erhalten bleibt, wie sich am deutlichsten in der Blutversorgung zeigt. Die Blutversorgung ist vorwiegend venös; die Niere weist ein Pfortadersystem auf und arbeitet bei niedrigem Blutdruck (nicht über 20 mm Hg). Die Harnproduktion und Nierenfunktion unterscheidet sich bei Süß- und Salzwasser-Teleosteen. Süßwasserteleostee scheiden zwischen 0,1 und 1,4 ml Urin pro Stunde pro 100g Körpergewicht aus, während die Urinproduktion bei den meisten Salzwasserarten nur rund 10% dieses Wertes ausmacht. Im Süßwasser werden dem Filtrat, das die Nieren passiert, bis zu 30% aller Salze entzogen, im Meerwasser hingegen praktisch keine. Demzufolge ist der Urin im Süßwasser viel stärker verdünnt als das Plasma (Buddenbrock, 1956; Bone und Marshall, 1985).

Von den oral über das Wasser aufgenommenen Salzen erreichen weniger als 20% über die Darmmukosa den Blutstrom. Von diesen wird insbesondere Magnesium und Sulfat ( $Mg^{2+}$  und  $SO_4^{2-}$ ) nahezu ausschließlich über die Niere ausgeschieden. Es scheint, daß die Ausscheidung dieser divalenten Ionen die Hauptaufgabe der Nieren bei Meerwasserteleosteen ist (Hickman und Trump, 1969). Sie werden aktiv in das erste proximale Segment abgegeben. Der proximale

Abschnitt des Tubulus, der dem Glomerulum folgt (falls vorhanden), besteht aus zwei Teilen. Der eine ist dem proximalen Abschnitt der Säuger äquivalent, der andere ist an der Sekretion von divalenten Ionen beteiligt. Im distalen Abschnitt werden Wasser und monovalente Ionen resorbiert. Im Süßwasser werden monovalente Ionen im Tubulus resorbiert, während bei marinen Fischen divalente Ionen vom Tubulus sezerniert werden. Obwohl Hickman und Trump (1969) bemerken, daß "es der Niere der marinen Teleostee kaum gerecht würde, wenn man sie als eine Magnesiumsulfat-Pumpe ansieht", ist dies sicherlich eine ihrer Hauptaufgaben.  $Mg^{2+}$  und  $SO_4^{2-}$  gelangen durch das Trinken von Meerwasser ins Plasma und werden ausschließlich von den Nieren ausgeschieden,  $Na^+$ ,  $Cl^-$  und andere Ionen werden ebenfalls ausgeschieden. Bei diesen Ionen spielen extrarenale Wege jedoch eine größere Rolle (Hentschel und Meyer, 1980; Bone und Marshall, 1985).

## 5. Physiologische Reaktionen der Fische auf Versauerung

### 5.1. Auswirkung der Versauerung auf Aufnahme und Transport von Sauerstoff

Der Gasaustausch findet bei Fischen an den Kiemenepithelien statt. Sie sind von einem sehr dünnen Schleimfilm überzogen. Eine Verdickung dieser Schleimschicht erhöht den Diffusionswiderstand für Sauerstoff. Übermäßige Schleimbildung hat schwerwiegende pathologische Auswirkungen an den Kiemen (Fischer-Scherl und Hoffmann, 1987).

Es bestehen Hinweise auf eine übermäßige Schleimbildung unter Säurestreß unter anderem bei Bach-

forellen, die in aluminiumangereichertem saurem (pH 4,6) Wasser gehalten wurden (Leivestad et al., 1980). Verminderter pH allein kann die Sauerstoffaufnahme in den Kiemen reduzieren, was zu einer ungenügenden Versorgung aller Gewebe führt (Fromm, 1980).

Malte (1986) meint, daß sich Aluminium im Wasser auf den Gasaustausch in den Kiemen auswirkt, da sich eine Anschwellung und starke Hypertrophierung des Kiemengewebes zeigt und somit die Diffusionsfähigkeit vermindert wird. Die daraus resultierende Hypoxie scheint bei vielen Fischen zum Tode zu führen. Dies deutet darauf hin, daß der respiratorische Streß eine erhöhte Bedeutung als Letalfaktor bekommt, und zwar in dem Maß, wie die Calciumkonzentration der Umgebung abnimmt. Auf die Wechselwirkungen des Calciums wird später eingegangen.

Wie beim Aluminium wird auch bei mit Zink angereichertem Wasser der Diffusionsweg vergrößert, und zwar durch die Ablösung des respiratorischen Epithels von der Basalmembran. Zusätzlich wird durch das Verschmelzen benachbarter Sekundärlamellen die zur Verfügung stehende Oberfläche für den Gasaustausch verkleinert, stellen Skidmore und Tovell (1972) fest. Bachsaiblinge, akutem pH-Streß unterworfen, zeigen Sekundärlamellen, deren Epithelzellen durch große gewebefreie Räume getrennt sind (Daye und Garside, 1976). Karlsson-Norrgren et al. (1986) berichten von Bachforellen, die bei pH 4,6 gehalten wurden, von Kiemenirritationen, wie sie bei akut toxischer Umgebung auftreten. Das vorherrschende Bild war Vergrößerung der Gewebszwischenräume im Epithel der Sekundärlamellen, intensive Schleimproduktion und Verlust der Mikroverbindungen im Interzellulärbereich (Karlsson-Norrgren et al., 1985; Fischer-Scherl und Hoffmann, 1987).

Der Anstieg von Blutlaktat zeigt bei säuregestreßten Tieren, daß die Tiere ein gewisses Maß an anaerobem Metabolismus erfahren, der durch die Gewebshypoxie hervorgerufen wird. Anaerobe Glykolyse von Muskel- und Leberglykogen ist der Hauptgrund für die Produktion von Milchsäure im Fisch und der damit verbundene Abfall des Blut-pHs (Black et al., 1960). Eine Erhöhung der  $H^+$ -Konzentration im Blut kann Anoxie, Abfall des Natriums im Plasma (Packer und Dunson, 1972), reduzierte Sauerstoffkapazität des Blutes (Green und Root, 1933), gesenkten Blut- $pO_2$  (Vaala und Mitchell, 1970) und einen gesenkten Blut-pH (Packer und Dunson, 1970) hervorrufen.

Die Sauerstoffaufnahme beim Fisch hängt jedoch auch von der Sauerstoffkapazität des Hämoglobins ab; diese ist unter anderem abhängig vom pH-Wert des Blutes. Bereits eine relativ geringe Erniedrigung des Blut-pH-Wertes, wie sie von Leivestad (1982) bei gestreßten Forellen beobachtet wurde, vermindert die Sättigungskapazität des Hämoglobins, so daß an den Kiemen weniger Sauerstoff aufgenommen werden kann. Wenn die daraus resultierende Sauerstoffdiffusionsabfallkapazität zu groß ist, um durch erhöhte Ventilation kompensiert werden zu können, dann ist die Sauerstoffzufuhr unzureichend (Fromm, 1980). Die Ventilationsrate stieg bei Regenbogenforellen nach dem Aussetzen im pH-Bereich 4,9 bis 4,5 um 15 bis 24% im Vergleich zu pH-Werten über 6,0 (Giles, 1984).

#### 5.2. Auswirkung der Versauerung auf die Säure/Base-Regulation und Ionenregulation im Fisch

Interessant bei Süß- und Salzwasserfischen ist, daß es einen aktiven wie selektiven Ionenaustauschmechanismus zwischen Blut und Wasser über die Kiemenober-

fläche gibt:  $\text{Na}^+$  kann gegen  $\text{H}^+$ -Ionen oder auch gegen  $\text{NH}_4^+$ -Ionen ausgetauscht werden (Maetz, 1973) und Chloridionen ( $\text{Cl}^-$ ) gegen Carbonationen ( $\text{HCO}_3^-$ ) oder  $\text{OH}^-$  (Wheatly et al., 1984). Entsprechend der Austauschrate dieser Ionen kann der Säure/Base-Status des Blutes und der Körperflüssigkeit im Fisch beeinflusst werden. Bei Süßwasserfischen spielen die Nieren in der Kontrolle des Säure/Base-Status des Blutes eine untergeordnete Rolle. Im Fisch dienen sie neben der Ausscheidung divalenter Ionen dazu, Wasser auszuschcheiden, welches durch die hypoosmotische Umgebung des Wassers eingeströmt ist (Bone and Marshall, 1985). Es bestehen Hinweise darauf, daß Säurestreß bei Fischen eine Blut-Azidose (Übersäuerung) verursacht (Haines, 1981; Wood und McDonald, 1982).

Akute Säureexposition der Fische fördert einen bedeutenden Netto-Influx von Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) oder einen Verlust von Basen ( $\text{HCO}_3^-$ ). Dies führt zu einer erhöhten Wasserstoffionenkonzentration ( $\text{H}^+$ ) im Blut, da der Abfall des pH-Wertes im Wasser die Kiemen höchst permeabel macht für Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) (Hobe et al., 1984). Es kommt zu einer Blut-Azidose. Neben der Azidose der extrazellulären Flüssigkeiten tritt eine intrazelluläre Azidose auf. Aufgrund des Austausches von  $\text{K}^+$ -Ionen aus dem Intrazellulärraum gegen Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) aus dem Extrazellulärraum (Hobe et al., 1984).

Die Säure im Blut kann zunächst durch Proteine (vorwiegend Hämoglobin) und Carbonat-Puffer ( $\text{HCO}_3^-$ ) abgepuffert werden. Eine weitere Pufferungsmöglichkeit wäre vermehrte Exkretion über den Kiemenaustauschmechanismus, also Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) gegen  $\text{Na}^+$ -Ionen und /oder  $\text{NH}_4^+$ -Ionen (Maetz, 1973). Intrazellulär wird der Hauptteil der Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) durch Nicht-Bicarbonatpuffer gepuffert (Hobe

et al., 1983). Die Säure kann auch durch Calciumcarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) und Calciumphosphat ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) aus den Knochen abgepuffert werden. Über die Niere kann ebenfalls ein Teil der Wasserstoffionen ausgeschieden werden. Die renale Exkretion von Wasserstoffionen hängt offensichtlich von der Verfügbarkeit von Puffern ab, wie titrierbare Säuren ( $\text{Ta-HCO}_3^-$ ), hauptsächlich diabasische Phosphate und Ammoniak ( $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{NH}_4$ ) (Heisler, 1980).

### 5.3. Natrium bei Säurestreß im Fisch

Es besteht weitgehend Übereinstimmung darin, daß beim Fisch Säurestreß zu einem Nettoverlust von  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  aus den Körperflüssigkeiten und aus den Geweben führt (Fromm, 1980; Spry et al., 1981; McKeown et al., 1985). Dieser Effekt ist besonders dramatisch bei einem plötzlichen Absinken des pH-Wertes, z.B. bei der Schneeschmelze oder im Sommer nach einem ergiebigen Gewitterregen (Muniz and Leivestad, 1980b). Der Na-Verlust resultiert aus einer Erniedrigung des Influx und einer Erhöhung des Efflux von Na-Ionen über die Kiemenepithelien (Packer and Dunson, 1970). Grund dafür ist nach Heisler (1980) und Ultsch et al. (1981) der gestörte  $\text{Na}^+/\text{H}^+$ -Austauschmechanismus durch die hohen Wasserstoffionenkonzentration im Wasser. Mc Williams und Potts (1978) bringt folgende Erklärung: erhöhter Efflux durch Umkehr des transepithelialen elektrischen Potentials von innen negativ zu innen positiv würde eine Auswärtsbewegung von positiv geladenen Ionen favorisieren.

Bei Versuchen mit Regenbogenforellen stellen Holeton et al. (1983) fest, daß bei einer 4-tägigen Säureexposition bei pH 4,0 das  $\text{Na}^+$  im Plasma die ersten 24 Stunden ansteigt, um dann auf Werte unter den Ausgangswert zu fallen.

Markierungsversuche mit radioaktivem Natrium zeigen, daß bei Säureexposition der Na-Influx an den Kiemen sinkt, während der Na-Efflux steigt (McWilliams, 1980).

Neville (1980) berichtet, daß sowohl Blut- wie auch Gewebsselektrolytgehalt bei der Säureexposition sinken. Während der größte Teil der  $\text{Na}^+$ -Ionen in Verbindung mit den Knochenmineralien gebracht wird (Widdowson and Dickerson, 1964), würde die Demineralisation von Knochen auch  $\text{Na}^+$  in den Extrazellulärraum freisetzen und so wahrscheinlich zum anfänglichen  $\text{Na}^+$ -Anstieg beitragen. Eine  $\text{Na-NH}_4$ -ATPase ist für den aktiven und selektiven Transport in den Kiemen von  $\text{Na}^+$  gegen Wasserstoff ( $\text{H}^+$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) verantwortlich (Nieminen et al., 1982).

Bei kompletter Dissoziation von NaCl machen  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  zusammen 92 bis 93% der Plasmaosmolalität aus. Bei sterbenden Fischen beträgt der  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$ -Verlust zwischen 44 und 66 %, berichtet Giles (1984).

Für Nieminen et al. (1982) scheint es wahrscheinlich, daß die Schwächung des aktiven Transportes für  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  durch das Kiemenepithel die Primärursache für den Fischtod in sauren Gewässern ist.

Packer and Dunson (1970) jedoch meinen, daß ein  $\text{Na}^+$ -Verlust von sekundärer Bedeutung ist für den Tod des Fisches; andere Faktoren wie z.B. Sauerstoffmangel, verursacht durch den Abfall des Blut-pH-Wertes, sind eher die Primärursache für den Tod des Fisches.

#### 5.4. Magnesium bei Säurestreß im Fisch

Magnesium ist das vierthäufigste Kation des Fischkörpers. Es ist in drei Fraktionen eingeteilt mit der prozentualen Verteilung von 65% im Skelett, 30 - 35% im Interzellulärraum, und schließlich 1% im Extrazellulärraum.

Im Plasma liegt Magnesium in drei Formen vor:

1. frei ionisiert: 60,8%
2. komplex gebunden: 5,6%
3. proteingebunden: 35,6%

(Speich et al., 1981).

In den Kiemen wird Magnesium über eine Mg-ATPase aktiv aus dem Wasser aufgenommen (Nieminen et al., 1982). Giles et al. (1984) stellen bei Versuchen mit Regenbogenforellen, die einem pH von 4,2 ausgesetzt waren, einen Abfall der Plasmakonzentration von Magnesium zwischen 23 und 28% fest. Bei einem anderen Experiment mit Regenbogenforellen bei pH 4,9 zeigt sich in den ersten sieben Tagen des 21 Tage dauernden Versuches eine erhöhte Magnesiumkonzentration im Plasma. Danach fällt der Plasmaspiegel von Magnesium deutlich unter die Ausgangswerte (McKeown et al., 1985).

Sie suchen die Ursache für die zunächst erhöhten und dann gesenkten Magnesiumwerte in einer aktiven Aufnahme oder Freisetzung aus Intrazellulärräumen. Beamish (1972) vermutet, daß Membranen, Bindegewebe und/oder Skelett Magnesium ins Blut abgeben könnten.

#### 5.5. Calcium bei Säurestreß im Fisch

Die Hauptgewebe und Organe, die für Absorption und Exkretion von  $\text{Ca}^{++}$ -Ionen zuständig sind, sind Darm, Niere, Haut und Kiemen (Flik et al., 1984 a,b).

Nach Wagner et al. (1985) sind die Kiemen die Hauptaufnahmorte für Calcium bei nicht gefütterten Süßwasserfischen; über die Chloridzellen, welche für den Transport verantwortlich sind, gelangt Calcium in den Organismus (Payan et al., 1981).

Der Austauschmechanismus für  $\text{Ca}^{++}$  über die Kiemen ist unabhängig vom  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$ -Transport. Ein

$\text{Ca}^{++}\text{-HCO}_3^-$ -Cotransportmechanismus kann nicht ausgeschlossen werden, solange nicht aus analytischen Gründen zwischen  $\text{H}^+$ -Eintritt und  $\text{HCO}_3^-$ -Austritt unterschieden werden kann (Hobe et al., 1984). Frühere Studien von McWilliams (1983) zeigen, daß  $\text{Ca}^{++}$  in Bachforellenkiemen auf zwei bestimmte Arten mit zwei bestimmten Wirkungsweisen gebunden wird, aber nur eine Wirkungsweise ist geklärt, nämlich die der membranstabilisierenden Wirkung (McDonald, 1983). McWilliams (1983) stellt auch dar, daß Kiemen von Bachforellen aus saurem, calciumarmem Wasser,  $\text{Ca}^{++}$  weniger schnell verlieren als Kiemen von Bachforellen aus saurem, calciumreichem Wasser. Starke Bindung von Calcium ist vielleicht ein bemerkenswertes physiologisches Anpassungsmerkmal zum Überleben in saurem, calciumarmem Wasser (McDonald, 1983). Akute Säureexposition verursacht Ganzkörperverluste von Calcium (Hobe et al., 1984). Bei Fischen aus sauren Seen ist der Gesamtkörper -  $\text{Ca}^{++}$ - Gehalt erniedrigt und die Wirbel sind dekalzifiziert (Fraser and Harvey, 1982).

Bei Regenbogenforellen, die einem pH-Wert von 4,2 bis 4,5 ausgesetzt waren, sank die  $\text{Ca}^{++}$ - Konzentration im Blut zwischen 23 - 28%. Giles (1984) vermutet, daß  $\text{Ca}^{++}$  aus Knochen und Schuppen oder Gewebeteilen bei steigendem Säurestreß mobilisiert wird. Mit radioaktivem Calcium zeigen Ichii and Mugiya (1983) beim jungen Goldfisch, daß dieses Calcium im Fischorganismus unterschiedlich gespeichert wird:

in den Knochen: 79%, in den Schuppen 13%, in den Otolithen 3,5% und in den Weichteilen 4,5%.

Wird Calcium aus den Knochen mobilisiert, so stammt es aus Tricalciumphosphat. Ein Mol Tricalciumphosphat erlaubt die Exkretion von vier Äquivalenten Säure ohne Entleerung der Alkalireserven (Beamish et al., 1975).

Hohe Calciumkonzentrationen ( $> 3 \text{ mg/l}$ ) im Wasser erhöhen das Überleben der Fische in saurem Wasser, indem sie die Ionenregulationsstörungen und die Säure/Base - Störungen verringern. Liegt Calcium in ausreichender Menge im Wasser vor, so kommt es bei Säurestreß zu keinem so hohen Abfall im Plasma von  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  wie ohne Calcium. Der Chloridverlust ist aber immer noch beträchtlich ( McDonald et al., 1983).

Fromm (1980) ist der Ansicht, daß unter Säurestreß Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ )  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen in den Kiemen ersetzen könnten, eine erhöhte Durchlässigkeit für alle Ionen hervorrufen und so zu deren Verlust führen könnten. Das mag hilfreich sein bei der Klärung von Beobachtungen von Beamish (1976). Er und Lockhart und Lutz (1977) zeigen, daß der erwartete  $\text{Ca}^{2+}$ -Anstieg bei der weiblichen Bachforelle im Plasma während der Reproduktionszeit nicht stattfindet.

Durch Schwefelsäure versauertes Wasser, schwemmt an Oberflächen gebundenes Calcium an den Kiemen wirksamer aus als mit Salpeter- oder Salzsäure versauertes Wasser, bemerkt McWilliams (1983).

Part and Lock (1983) stellen außerdem dar, daß die Diffusionsrate von Calcium unberührt durch Schleimabsonderung an den Kiemen bleibt. In einer Versuchsserie zur Klärung der Auswirkung auf die Überlebenszeit einzelner Ionen bei einsömmrigen Bachforellen bei pH-Werten von 3,5 bis 4,0 zeigt Brown (1981), daß von den Hauptkationen, die getestet wurden ( Na, K, Ca und Mg ), nur Calcium alleine die Überlebenszeit in deionisiertem Wasser verlängert.

Aus einer detaillierten Studie über die Chemie und den Fischstatus von über 700 Seen in Norwegen in Versauerungs-

gefährdeten Gebieten von Wright und Snekvik (1978) geht hervor, daß wie im Laborversuch das spezifische Ion für erhöhte Säuretoleranz beim Fisch das Calcium ist. Dies wird von Brown und Lyam (1981) ebenso wie von Brown (1982) bestätigt.

#### 5.6. Aluminium bei Säurestreß im Fisch

Aluminium scheint eine Schlüsselrolle beim Fisch in saurem Wasser zu spielen. Es kann sowohl für den Tod der Fische verantwortlich gemacht werden, wie auch bei bestimmten pH-Werten einen protektiven Effekt auf die Kiemen des Fisches ausüben (Schofield, 1978).

Bei pH 5,0 sind  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$  und  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  im Wasser ungefähr gleich verteilt.  $\text{Al}^{3+}$  neigt zur Hydrolyse und zur Polymerisation zu kolloidalem  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , welches sich an den Kiemen niederschlagen kann.

Große Komplexe von Aluminium und andere organische und anorganische Liganden scheinen sich gleich zu bilden und so die Toxizität von  $\text{Al}^{3+}$  zu reduzieren oder gar zu verhindern (Driscoll, 1980; Muniz et al., 1983).

Der Fisch, der in saurem Wasser Aluminium ausgesetzt ist, entwickelt eine respiratorische Azidose, wie eine vorübergehende Erhöhung des Partialdruckes von  $\text{CO}_2$  und  $\text{HCO}_3^-$ -Konzentration anzeigt (Malte, 1986). Aluminium bewirkt nach Karlsson-Norrgren et al. (1986) zwei charakteristische Kiemenveränderungen:

1. Chloridzellhyperplasie im Epithel der Sekundärlamellen. Es scheint sich um einen Kompensationsmechanismus des Fisches bei Säurestreß als Antwort bei Ionendefizit zu handeln (Laurent and Dunel 1980).
2. Vergrößerung der Zwischenzellräume im Epithel der Sekundärlamellen. Auf den Gasaustausch wirkt

Aluminium durch Verminderung der Diffusionsfähigkeit des  $O_2$  über das Kiemenepithel in die Blutbahn.

Die daraus resultierende Hypoxie kann zum Tode des Fisches führen (Malte, 1986).

Aluminium erhöht den Influx von Wasserstoffionen ( $H^+$ ) über die Kiemen beim Fisch. Fische zeigen noch bevor der respiratorische Streß wirksam wird schwere Verhaltensstörungen (Giles et al., 1984).

Auch Schofield (1978) berichtet von zerstörten Kiemenepithelien und verminderter Überlebenszeit bei Bachsaiblingen in Wasser, das Aluminium enthält, bei pH 4,4 bis 5,5. Muniz et al. (1983) sind der Ansicht, daß die Toxizität von Aluminium vom pH des Wassers abhängt und seinen Maximalwert (Letalwert) bei pH 5,0 erreicht. Wasseranalysen und Fischuntersuchungen zeigen, daß weder Calcium-Ionen noch der pH-Wert noch Eisen-Ionen allein für die Kiemenschäden verantwortlich sind, sondern das im Wasser gelöste Aluminium ( $Al^{3+}$ ) (Karlsson-Norrgren et al., 1986).

Untersuchungen von Malte (1986) und Schofield und Trojnar (1976) bestätigen dies.

Fischer-Scherl und Hoffmann (1987) weisen in den Kiemen von Bachforellen und Bachsaiblingen aus einem versauerten Bach im Bayerischen Wald bei pH 4,9 eine Zunahme von Schleimzellen und eine übermäßige Schleimproduktion in den Kiemen nach. Sie führen diese Veränderungen auf die synergistische Wirkung von niedrigem pH-Wert und erhöhter Al-Konzentration (0,1 mg/l) zurück. Bei einem pH von 6,5 und einem Al-Gehalt des Wassers von 0,1 mg/l zeigt sich eine deutliche Zunahme von Chloridzellen in den Kiemen, sowie Degenerationserscheinungen in Chlorid- und respiratorischen Epithelzellen.

### 5.7. Eisen bei Säurestreß im Fisch

Eisen ist eines der häufigsten Metalle im Wasser. Es kommt in unterschiedlichen Konzentrationen im Wasser vor und kann jahreszeitlichen Schwankungen, ähnlich jenen des Aluminiums, unterliegen. Es wurde vermutet, daß Eisenhydroxid Kiemenschäden verursacht (Larson und Olsen, 1950). Toxizitätstests zeigen jedoch, daß nur hohe Konzentrationen (3,0 mg/l, Olszewski, 1945) an Eisen dem Fisch schaden, aber mehr durch die Verschmutzung mit aufgewühltem Eisen-III-Hydroxid (Dickson, 1979).

von Lukowicz (1976) sieht den schädigenden Einfluß von Eisen ebenfalls nicht in der Toxizität, sondern in der Abscheidung von Ocker (Eisen-III-Hydroxid), das sich auf die Eier und Kiemen der Fische legt und so die Atmung behindert. Das im Wasser gelöste zweiwertige Eisen gelangt mit dem Atemstrom an die Kiemen und wird hier oxidiert.

Nach Schäperclaus (1979) reizt und verätzt Eisen-III-Hydroxid die Kiemen. Diese reagieren dadurch gegenüber Säuren empfindlicher als sonst, und die Fische sterben bei pH-Werten, die über der üblichen arteigenen Verträglichkeitsgrenze im sauren Bereich liegen. Der pH-Wert eisenhaltigen Wassers liegt fast immer unter dem Neutralpunkt. Hinsichtlich der für Fische schädlichen Konzentrationen von Eisen gehen die Angaben einzelner Autoren weit auseinander. Das nimmt nicht Wunder, wenn man bedenkt, daß Fische dem Einfluß von Eisen in wechselnder Kombination mit anderen Streßfaktoren unterworfen sein können. Auch reagieren Fischarten und Altersklassen unterschiedlich. Bandt (1938) betrachtet einen Gehalt von 0,9 mg/l Eisen als verbindlichen Stufenwert für eine tödliche Wirkung. Dem widerspricht Schäperclaus (1979),

der bei 1,9 mg/l Eisen nur geringe Ablagerungen von Ocker auf den Kiemen von Hechten und Schleien fand. Rassmussen (1966) berichtet über Ausfälle bei Forellen, obwohl Eisen nur in Spuren im Wasser nachweisbar war. von Lukowicz (1976) stellt bei Versuchen mit 5,0 mg/l Eisen nach zweieinhalb-stündigem Aussetzen bei pH 6,5 das Sterben größerer Forellen (25 cm) fest, während kleinere Tiere (5 cm) selbst bei 12,6 mg/l Eisen keine Wirkung zeigen. Der Grad der Verockerung hat jedoch keinen quantitativen Bezug zur Konzentration von  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen im Wasser, vielmehr sei das Ausmaß der Schädigung von Eisen im Zusammenhang mit den veränderlichen Umwelteinflüssen und der Kondition der Fische zu sehen, meint er.

#### 5.8. Kalium bei Säurestreß im Fisch

Bei säuregeschädigten Regenbogenforellen beschreiben McDonald und Wood (1981) einen Kaliumanstieg im Plasma. Hobe et al. (1983) stellt bei säureexponierten *Catostomus commersoni* (white sucker) eine gemischte metabolische und respiratorische Azidose fest, welche nicht durch erhöhte  $\text{H}^+$ -Exkretion der Niere kompensiert werden kann. Es entsteht daraus eine Hyperkaliämie.

Auch Marshall Adams et al. (1985) registrieren bei Regenbogenforellen im sauren Milieu einen Anstieg des Kaliumspiegels im Plasma. Schon Lade und Brown (1963) suchen die Erklärung für den dramatischen Kaliumanstieg im Plasma von *Catostomus commersoni* (white sucker) im sauren Milieu in der Abwanderung von Wasserstoffionen ( $\text{H}^+$ ) in den Intrazellulärbereich. Das Absinken von Natrium und Chlorid im Plasma, verursacht durch einen erhöhten Efflux und verminderte Aufnahme durch die Kiemen, führt zu einem verminderten osmotischen

Potential der Extrazellulärflüssigkeit. Um diesen Unterschied zwischen Extra- und Intrazellulärflüssigkeit zu kompensieren, nimmt die Zelle eher Wasser auf, was zur Zellruptur und einer Freisetzung von Kalium ins Blut führt (Dively et al., 1977), oder sie gibt Elektrolyte ins Blut ab, um eine zelluläre Schwellung zu vermeiden (Leivestad, 1982). Natrium-Kalium-ATPase in den Kiemen bewirkt die Aufnahme von Kalium ins Blut. Nach Heinz (1967) ist der aktive Transport für Kalium unter pH 4,6 bis 5,0 vermindert, während die passive Permeabilität ansteigt. Kalium wird durch die Niere ausgeschieden. Die intrazelluläre Azidose im Muskelgewebe, hervorgerufen durch Austausch von Kalium gegen Wasserstoffionen, führt zu Schwäche und eventuell zu Paralyse der Fische (McDonald et al., 1981). Leivestad et al. (1976) und McDonald und Wood (1981) finden ebenfalls einen erhöhten Verlust von Kalium aus dem Muskelgewebe bei niedrigem pH-Wert. Aktiver Transport und/oder passive Diffusion von Kalium über die Membranen zwischen Intrazellulär- und Extrazellulär- raum ist der Grund für den erhöhten Kaliumspiegel im Plasma, mutmaßen sie.

#### 5.9. Phosphor bei Säurestreß im Fisch

Giles et al. (1984) beschreiben bei Regenbogenforellen, die ansteigendem Säurestreß unterworfen wurden, einen ansteigenden Phosphorspiegel im Blut.

Der säureinduzierte Anstieg von Plasmaphosphat beträgt jedoch nicht mehr als 2% der Gesamtosmolalität, die nicht von Natrium und Chlorid verursacht wird. Der Phosphor im Blut ist gleichmäßig auf das Serum und die Erythrozyten verteilt. Das Serumphosphat besteht, bedingt durch den pH-Wert des Serums, zu etwa

80% aus primärem Phosphat und zu etwa 20% aus sekundärem Phosphat; kleine Mengen sind an Proteine gebunden ( Walser,1961).Phosphor wird zum größten Teil aus der Nahrung bezogen, jedoch hat ein großes Futterangebot an Phosphor keinen Einfluß auf den Plasmaspiegel des Phosphors (Gross,1976).

### III. Material und Methoden

#### 1. Auswahl der Gewässer

Nachdem in Bayern besonders die ostbayerischen Mittelgebirgslandschaften aufgrund der geogenen Verhältnisse, der landwirtschaftlichen Nutzung und der Besiedelung hinsichtlich einer Versauerung der Grund- und Oberflächengewässer gefährdet sind, wurden Untersuchungen in Bächen aus den Grundgebirgsregionen Bayerischer Wald, Fichtelgebirge und Frankenwald durchgeführt. In Abbildung 4 (Seite 46) ist ein Überblick über die Region gegeben.

#### 2. Wildfische

Aus folgenden versauerten Gewässern wurden Fische untersucht:

##### Bayerischer Wald

1. Kleine Deffernik (bei Regenhütte)
2. Reschwasser (oberhalb der Ortschaft Mauth)

##### Fichtelgebirge

3. Weißer Main (oberhalb Bischofsgrün)
4. Eger (a. Quellbach bei Weißenhaid
  - b. 3 km von der Quelle entfernt
  - c. 8 km von der Quelle flußabwärts)
5. Förmitz (Bereich Lohmühle)

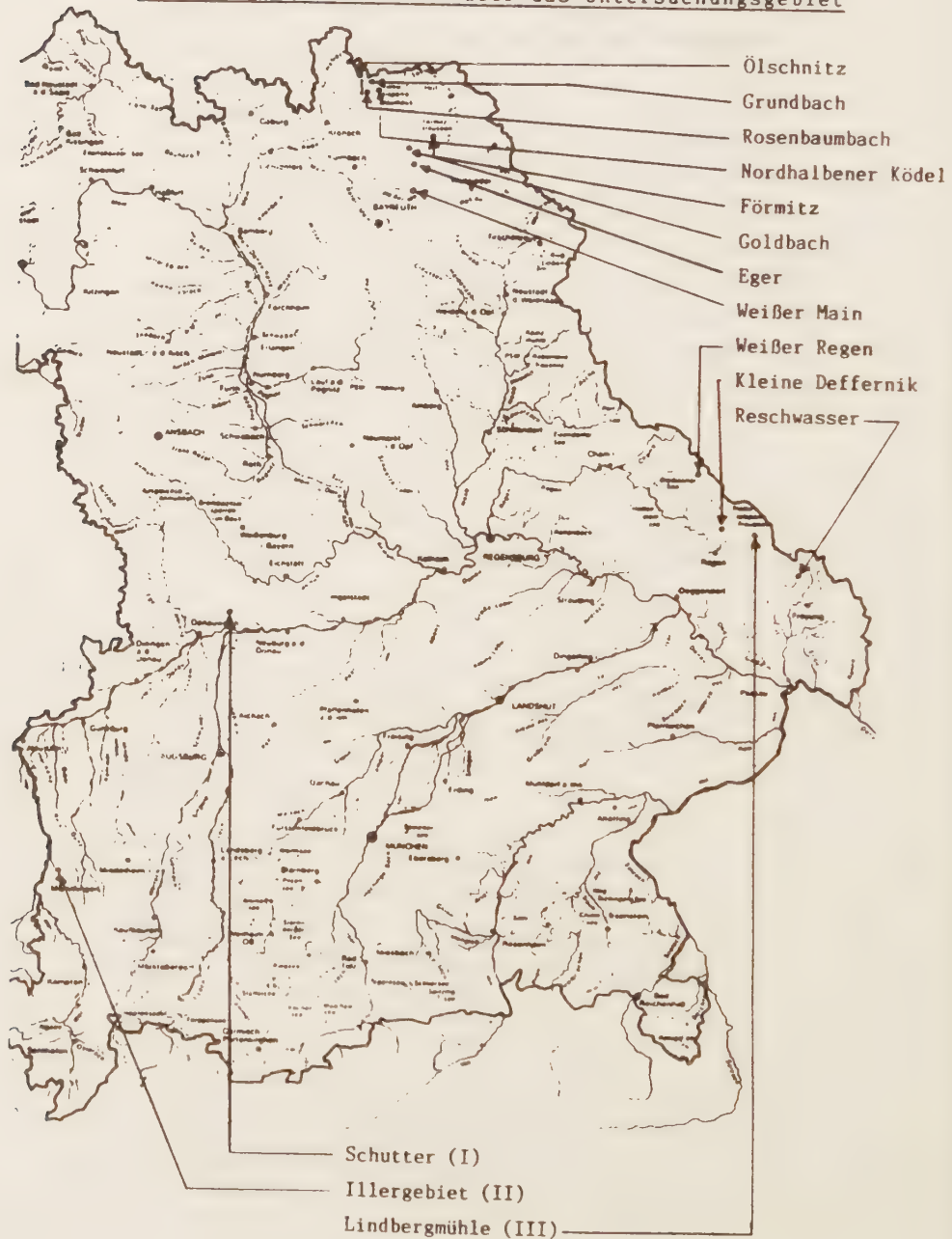
##### Frankenwald

6. Rosenbaumbach (an der DDR-Grenze)
7. Nordhalbener Ködel (Oberlauf)

8. Ölschnitz (Quellgebiet bei Teuschnitz)

9. Grundbach (an der DDR-Grenze)

Abbildung 4 : Überblick über das Untersuchungsgebiet



Im Herbst lagen überwiegend Niedrigwasserabflüsse vor. Im Frühjahr waren es vermehrt Hochwasserabflüsse (Schneesmelzwasser).

Es wurden lediglich zwei Fischarten gefangen:

1. Bachforelle (*Salmo trutta*)
2. Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*).

### 3. Kontrollfische

Als Kontrollfische wurden Bachforellen und Bachsaiblinge aus nicht versauerungsgefährdeten Gebieten untersucht mit höherem Kalkgehalt (hartes Wasser) und aus nicht versauerten Bächen des Urgesteingebiets (weiches Wasser). Zu ersterem gehören Fische aus der Schutter bei Wellheim am Abhang des Fränkischen Jura und einer Fischzucht im Illergebiet bei Memmingen. Zu letzterem zählen Fische aus einer Fischzucht im Bayerischen Wald bei Lindbergmühle.

### 4. Fangmethode und Hälterung

Der streckenweise nur noch sehr geringe Fischbesatz der verschiedenen Bäche ließ für die Probenentnahme nur die elektrische Abfischung in Frage kommen. Für die Abfischung wurde ein Gleichstromgerät (Typ ELT 61), sowie ein batteriebetriebenes tragbares Impulsgerät (Typ IG 80) benutzt. Soweit es aufgrund der Geländestruktur möglich war, wurden die Bäche quellnah beginnend bis zu ersten diffusen Einleitungen abgefischt. Die Abfischungen erfolgten ab Herbst 1984 und wurden in diskontinuierlichen Abständen bis Sommer 1986 durchgeführt. Die Fische wurden in Wassercontainern gehältert und entweder an Ort und Stelle oder in einigen wenigen Fällen am Institut für Zoologie und Hydrobiologie untersucht und verarbeitet.

## 5. Betäubung

Die Wildfische wurden mit einer 0,007 %iger Tricain-Methan-Sulphonat-Lösung (MS 222<sup>R</sup>, Sandoz) betäubt. Nach der Blutentnahme wurden sie im noch vollnarkotisierten Zustand durch Genickschnitt getötet. Der größte Teil der Kontrollfische wurde ebenfalls mit MS 222<sup>R</sup> betäubt, entblutet und anschließend durch Genickschnitt getötet. Eine kleinere Anzahl der Kontrolltiere wurde nur mit Kopfschlag (KS) betäubt, dann nahm man ihnen Blut ab und tötete sie durch Genickschnitt.

## 6. Blutentnahme und Plasmagewinnung

Durchschnittlich wurden ca. 4,0 ml Blut durch Punktion der Vena cava caudalis mit einer heparinisierten Spritze und aufgesetzter Kanüle gewonnen und in Reagenzgläser abgefüllt. Die Blutproben wurden nach Entnahme etwa 15 Minuten lang bei 4°C gelagert und anschließend 10 Minuten mit 2000 U/min zentrifugiert. Der Achsen/Probenabstand betrug 14 cm. Danach wurde das Plasma mit einer Kanüle abgesogen und in Eppendorfgefäßen bis zur weiteren Verarbeitung bei -20,0°C tiefgefroren.

### 6.1. Plasmaaufschluß

Für den Plasmaaufschluß wurden Druckaufschlußbehälter aus Edelstahl (System Berghoff DAB II) mit Tefloneinsatz verwendet. Die Plasmaprobe wurde naß verascht. 2 ml Plasma wurde mit 1 ml HNO<sub>3</sub> (Salpetersäure) suprapur in die Teflonbehälter gegeben und eine Stunde lang bei 150°C im Autoklaven erhitzt. Nach Abkühlung des Druckbehälters

wurde der Inhalt der Teflonbehälter in Enghalsflaschen aus Polyäthylen gefüllt und mit Aqua tridestillata auf 10 ml aufgefüllt.

## 6.2. Plasmapooling

Um eine Mindestmenge von ca. 2ml Plasma gewährleisten zu können, mußte von Fall zu Fall das Blut verschiedener Fische gepoolt werden bevor es zentrifugiert wurde. Es wurden aber nur Proben von Fischen aus gleichen Gewässern mit gleichem Geschlecht und wenn möglich gleicher Größe zusammengemischt.

## 7. Spurenelementbestimmung

Mit Hilfe der Atom-Emissions-Spektralphotometrie ( AES ) mit induktiv gekoppeltem Plasma ( ICP ) Typ Jarell - ASH Modell 965 konnten die Messungen sämtlicher Proben dankenswerterweise in der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung durchgeführt werden.

Folgende Elemente wurden bei der Plasmaanalyse bestimmt: Calcium, Eisen, Natrium, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kupfer, Zink, und Strontium; davon wurden die ersten 6 Elemente näher besprochen, die restlichen 3 der Vollständigkeit halber aufgeführt.

### 7.1. Nachweisgrenzen der Elementskonzentrationen beim AES-ICP

Einheit: mg/l

|           |           |           |          |
|-----------|-----------|-----------|----------|
| Ag: 0,005 | Ba: 0,005 | Cd: 0,005 | Cr: 0,01 |
| B: 0,01   | Ca: 0,01  | Co: 0,01  | Cu: 0,01 |

|          |           |           |           |
|----------|-----------|-----------|-----------|
| Fe: 0,01 | Mn: 0,005 | Mg: 0,01  | K: > 10,0 |
| Mo: 0,01 | Na: 0,02  | Ni: 0,01  | P: 0,1    |
| Pb: 0,05 | Al: 0,05  | Sn: 0,1   | V: 0,01   |
| Zn: 0,01 | Sr: 0,1   | Be: 0,005 |           |

## 8. Wasserproben

Von den einzelnen Bächen wurde bei jeder Abfischung eine Wasserprobe genommen. Diese Wasserproben wurden mit dem AES-ICP analysiert. Um die gleiche Viskosität wie die der aufgeschlossenen Plasmaproben zu erhalten, wurden 9 ml Wasser mit 1 ml Salpetersäure versetzt.

Weiterhin wurden die Wasserproben nach dem Deutschen Einheitsverfahren auf folgende Parameter hin untersucht: elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium, Magnesium, Hydrogencarbonathärte und Nitrat.

Die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert (aktueller pH-Wert) wurden zusätzlich bei jeder Abfischung vor Ort mit einem batteriebetriebenen Feldmeßgerät Modell (WTW) gemessen. Außerdem stellte die Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung ihre diskontinuierlich gemessenen Wasserwerte (Zeitraum: Herbst 1983 bis Ende 1986) freundlicherweise zur Verfügung.

## IV. Ergebnisse

### 1. Kontrollfische

#### 1.a Wasseruntersuchungen

Als Kontrollfische wurden parallel zu den Abfischungen Bachforellen und Bachsaiblinge (94 Stück) aus folgenden Hart- und Weichwassergebieten untersucht:

Hartwassergebiet: I Schutter (Wellheim)  
 Hartwassergebiet: II Illergebiet (Fischzucht)  
 Weichwassergebiet: III Lindbergmühle (Fischzucht)

Die Ergebnisse der Wasseranalysen sind in den Tabellen 2 bis 4 aufgeführt. Dabei werden jeweils die Schwankungen aus 1-5 Messungen im Zeitraum Herbst 1983 bis Ende 1986 sowie die Mittelwerte angegeben.

Tabelle 2 : Ergebnisse der Wasseranalyse aus der Schutter (Hartwassergebiet I)

|                                    | Meßwerte  | Mittelwert |
|------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                            | 7,08-7,36 | 7,22       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ ) | 631-645   | 636        |
| Ca (mg/l)                          | 57,7-64,9 | 60         |
| Mg (mg/l)                          | 16,9-21,1 | 19,8       |
| $\text{HCO}_3$ ( mg/l)             | 5,6-6,0   | 5,8        |
| $\text{NO}_3$ (mg/l)               | 18-20,5   | 18,8       |
| Al ( $\mu\text{g/l}$ )             | 62-200    | 148        |
| Cu ( $\mu\text{g/l}$ )             | 0,6-1,0   | 0,8        |
| Zn ( $\mu\text{g/l}$ )             | 8-24      | 15         |
| Cd ( $\mu\text{g/l}$ ) *           | 0,05      |            |
| Fe ( $\mu\text{g/l}$ )             | u.N.      |            |

u.N. = unter der Nachweisgrenze

\* = nur ein Meßwert vom Herbst 1985 vorhanden

Tabelle 3: Ergebnisse der Wasseranalyse aus dem Iller-  
gebiet (Hartwassergebiet II)

|                                          | Meßwerte  | Mittelwert |
|------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                  | 7,0-7,5   | 7,25       |
| Leitfähigkeit( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 570-630   | 600        |
| Ca (mg/l)                                | 112-120   | 116        |
| Mg (mg/l)                                | 83,8-45,8 | 44,8       |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l) *                | 390       |            |
| NO <sub>3</sub> (mg/l) *                 | 15,0      |            |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | u.N.      |            |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | 0,2-0,8   | 0,6        |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *          | 913       |            |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *          | 0,01      |            |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *          | 89        |            |

Tabelle 4: Ergebnisse der Wasseranalyse aus der  
Lindbergmühle (Weichwassergebiet III)

|                                          | Meßwerte  | Mittelwert |
|------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                  | 5,07-6,67 | 5,86       |
| Leitfähigkeit( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 31-44     | 38         |
| Ca (mg/l)                                | 2,2-4,7   | 3,22       |
| Mg (mg/l)                                | 0,8-1,1   | 0,96       |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)                  | 2,0-5,5   | 3,5        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)                   | 3,3-4,6   | 4,0        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | 54-600    | 378        |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | 0,27-1,1  | 0,62       |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | 8-34      | 19,3       |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )            | 0,11-0,26 | 0,16       |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *          | 62,9      |            |

u.N. = unter der Nachweisgrenze

\* = nur ein Meßwert vom Herbst 1986 vorhanden für III  
und ein Meßwert vom Frühjahr 1986 für II

### 1.b Plasmauntersuchungen

In den Tabellen 5-8 sind die Plasmawerte der Kontrollfische (Bachforellen und Bachsaiblinge) aufgeführt. In Tabelle 9 wird ein Überblick über die Durchschnittswerte der Plasmakonzentrationen der einzelnen Fischarten und des jeweiligen Geschlechts der Kontrollfische gegeben. Es wurde auf die Angabe von Gewicht und Länge der einzelnen Fische verzichtet, da die Schwankungen im engen Rahmen liegen.

Die Bachsaiblinge haben eine Durchschnittslänge von 27,5 (26,0-31,0)cm und ein Gewicht von 244 (232-300)g, die Bachforellen haben eine Durchschnittslänge von 25,5 (25,0-25,0)cm und ein Gewicht von 221 (210-251)g.

Weiterhin wird die Betäubungsart in den Tabellen mit MS für Tricainmethansulfonat (MS 222<sup>R</sup>) und KS für Kopfschlag angegeben.

Tabelle 5: Kontrollfische: Bachforelle weiblich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K     | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat    | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|-------|----------|--------------|----------|---|
| 1 K  | 138 | 0,8  | 1,0  | 3455 | 495 | 20,0 | 17,7 | u.N.  | I        | MS           | April 86 | 1 |
| 2 K  | 139 | 0,64 | 0,83 | 3620 | 492 | 10,6 | 22,7 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 3 K  | 138 | 0,62 | 3,86 | 3385 | 464 | 10,3 | 24,8 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 4 K  | 139 | 0,61 | 1,82 | 3295 | 437 | 8,0  | 24,7 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 5 K  | 131 | 0,6  | 2,0  | 3270 | 373 | 8,8  | 22,0 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 6 K  | 135 | 0,64 | 2,5  | 3250 | 442 | 17,5 | 21,0 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 7 K  | 134 | 0,5  | 1,2  | 3350 | 385 | 13,5 | 21,8 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 8 K  | 139 | 0,57 | 0,9  | 3430 | 415 | 11,2 | 20,0 | u.N.  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 9 K  | 154 | 0,57 | 1,12 | 3350 | 400 | 13,2 | 27,7 | 92,2  | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 10 K | 142 | 0,6  | 1,25 | 3290 | 415 | 18,0 | 21,5 | 80,5  | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 11 K | 136 | 0,55 | 1,5  | 3335 | 387 | 15,4 | 24,5 | u.N.  | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 12 K | 146 | 0,46 | 5,11 | 3431 | 473 | 12,3 | 25,0 | 220,0 | III      | MS           | Juni 86  | 1 |
| 13 K | 157 | 0,43 | 1,0  | 3435 | 433 | 12,9 | 22,4 | u.N.  | I        | MS           | Sept. 85 | 1 |
| 14 K | 126 | 0,39 | 4,86 | 3702 | 333 | 11,8 | 21,3 | 91,9  | III      | MS           | Okt. 85  | 2 |
| 15 K | 176 | 0,44 | 2,4  | 3657 | 490 | 8,1  | 23,9 | 79,9  | III      | MS           | Nov. 85  | 3 |
|      |     |      |      |      |     |      |      |       | III      | MS           | Nov. 85  | 2 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

- I = Hartwasser, Schutter
- II = Hartwasser, Illergebiet
- III = Weichwasser, Lindbergmühle

Tabelle 6: Kontrollfische: Bachforelle männlich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat    | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|----------|---|
| 16 K | 130 | 0,68 | 3,0  | 3932 | 456 | 17,5 | 24,7 | u.N. | I        | KS           | April 86 | 1 |
| 17 K | 127 | 0,8  | 1,76 | 3430 | 348 | 18,0 | 20,6 | u.N. | I        | KS           | April 86 | 1 |
| 18 K | 133 | 0,45 | 0,95 | 3560 | 293 | 13,1 | 22,5 | u.N. | I        | KS           | April 86 | 1 |
| 19 K | 120 | 0,38 | 1,65 | 3445 | 371 | 17,3 | 25,0 | 67,0 | I        | MS           | April 86 | 1 |
| 20 K | 119 | 0,38 | 1,56 | 3520 | 269 | 9,0  | 21,5 | u.N. | I        | MS           | April 86 | 1 |
| 21 K | 136 | 1,17 | 1,06 | 4550 | 328 | 16,3 | 36,2 | u.N. | III      | MS           | April 86 | 1 |
| 22 K | 131 | 0,57 | 6,15 | 3495 | 535 | 11,8 | 26,4 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 23 K | 141 | 0,64 | 1,67 | 3485 | 459 | 13,0 | 21,7 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 24 K | 132 | 0,57 | 1,7  | 3330 | 427 | 13,9 | 22,7 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 25 K | 155 | 0,59 | 3,69 | 3405 | 466 | 15,5 | 28,9 | 53,9 | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 26 K | 123 | 0,55 | 1,5  | 2955 | 373 | 14,0 | 26,9 | u.N. | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 27 K | 138 | 0,55 | 2,66 | 3365 | 463 | 12,1 | 23,5 | 82,5 | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 28 K | 117 | 0,48 | 2,6  | 2815 | 354 | 15,9 | 22,6 | u.N. | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 29 K | 134 | 0,5  | 1,38 | 3305 | 380 | 15,2 | 20,7 | u.N. | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 30 K | 137 | 0,62 | 4,9  | 3569 | 496 | 12,6 | 34,5 | u.N. | III      | MS           | Sept. 85 | 1 |
| 31 K | 134 | 0,5  | 5,1  | 3580 | 495 | 12,7 | 23,5 | u.N. | III      | MS           | Sept. 85 | 1 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

KS = Kopfschlag

I = Hartwasser, Schutter

II = Hartwasser, Illergebiet

III = Weichwasser, Lindbergmühle

Tabelle 6

Fortsetzung: Kontrollfische: Bachforelle männlich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat   | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|---------|---|
| 32 K | 139 | 0,52 | 0,79 | 3295 | 366 | 14,9 | 19,9 | u.N. | I        | MS           | Nov. 85 | 2 |
| 33 K | 108 | 0,6  | 5,5  | 3248 | 318 | 10,3 | 24,3 | u.N. | III      | MS           | Nov. 85 | 1 |
| 34 K | 119 | 0,54 | 1,8  | 3450 | 292 | 12,9 | 20,8 | u.N. | III      | MS           | Nov. 85 | 2 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

I = Hartwasser, Schutter  
 II = Hartwasser, Illergebiet  
 III = Weichwasser, Lindbergmühle

Tabelle 7: Kontrollfische: Bachsaibling weiblich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat    | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|----------|---|
| 35 K | 131 | 0,68 | 1,49 | 3475 | 383 | 13,5 | 26,5 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86  | 1 |
| 36 K | 119 | 0,9  | 6,5  | 3415 | 397 | 10,6 | 28,3 | 70,5 | II       | KS           | Jan. 86  | 1 |
| 37 K | 142 | 0,82 | 2,4  | 3535 | 363 | 13,1 | 24,3 | u.N. | II       | KS           | Jan. 86  | 1 |
| 38 K | 126 | 0,45 | 1,77 | 3530 | 420 | 15,2 | 17,9 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86  | 1 |
| 39 K | 268 | 0,85 | 1,46 | 3570 | 675 | 11,3 | 30,2 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86  | 1 |
| 40 K | 130 | 0,62 | 0,92 | 3620 | 427 | 16,3 | 22,1 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86  | 1 |
| 41 K | 122 | 0,9  | 1,0  | 3520 | 326 | 11,8 | 25,6 | u.N. | II       | MS           | Febr. 86 | 1 |
| 42 K | 135 | 0,84 | 1,7  | 3315 | 270 | 9,6  | 24,8 | u.N. | II       | KS           | Febr. 86 | 1 |
| 43 K | 132 | 0,95 | 1,5  | 3535 | 294 | 11,2 | 24,2 | u.N. | II       | KS           | Febr. 86 | 1 |
| 44 K | 200 | 0,76 | 3,5  | 3720 | 447 | 8,6  | 22,9 | u.N. | II       | KS           | Febr. 86 | 1 |
| 45 K | 121 | 0,73 | 4,8  | 3550 | 381 | 11,4 | 20,9 | 135  | II       | KS           | Febr. 86 | 1 |
| 46 K | 121 | 0,7  | 1,0  | 3445 | 284 | 10,7 | 15,2 | 64,5 | II       | MS           | März 86  | 1 |
| 47 K | 145 | 0,94 | 1,14 | 3845 | 434 | 13,6 | 14,7 | 107  | II       | MS           | März 86  | 1 |
| 48 K | 119 | 0,36 | 1,26 | 3545 | 365 | 10,9 | 13,4 | 75   | II       | KS           | April 86 | 1 |
| 49 K | 120 | 0,5  | 1,6  | 3560 | 321 | 7,2  | 14,1 | 91,5 | II       | KS           | April 86 | 1 |
| 50 K | 128 | 0,75 | 1,9  | 3485 | 356 | 10,2 | 15,4 | 105  | II       | KS           | April 86 | 1 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

II = Hartwasser, Illergebiet  
 MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>  
 KS = Kopfschlag

Tabelle 7

Fortsetzung: Kontrollfische: Bachsaibling weiblich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat    | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|----------|---|
| 51 K | 129 | 0,68 | 1,0  | 4660 | 413 | 10,1 | 14,8 | 86   | II       | MS           | April 86 | 1 |
| 52 K | 129 | 0,87 | 0,85 | 4595 | 351 | 10,2 | 14,2 | 109  | II       | MS           | April 86 | 1 |
| 53 K | 161 | 0,81 | 0,91 | 4725 | 432 | 9,3  | 19,6 | 52,0 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 54 K | 158 | 1,0  | 2,7  | 4890 | 474 | 12,6 | 18,1 | 83,0 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 55 K | 162 | 0,33 | 2,5  | 3360 | 335 | 9,1  | 18,2 | 230  | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 56 K | 150 | 0,46 | 3,1  | 3315 | 323 | 11,9 | 21,2 | 135  | II       | MS           | Juni 86  | 1 |
| 57 K | 128 | 0,69 | 1,58 | 2950 | 363 | 8,6  | 17,2 | 92   | II       | MS           | Nov. 85  | 1 |

- 58 -

Einheit: mg/l

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

II = Hartwasser, Illergebiet

Tabelle 8: Kontrollfische: Bachsaibling männlich

| Nr.: | Ca   | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat   | n |
|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|---------|---|
| 58 K | 132  | 0,76 | 2,3  | 3505 | 520 | 18,0 | 28,2 | u.N. | II       | KS           | Jan. 86 | 1 |
| 59 K | 143  | 1,0  | 5,95 | 3610 | 446 | 16,6 | 22,0 | u.N. | II       | KS           | Jan. 86 | 1 |
| 60 K | 127  | 0,8  | 4,7  | 3415 | 334 | 11,3 | 26,6 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86 | 1 |
| 61 K | 79,5 | 0,5  | 1,7  | 2135 | 243 | 8,8  | 17,3 | u.N. | II       | MS           | Jan. 86 | 1 |
| 62 K | 111  | 0,71 | 3,0  | 3395 | 387 | 13,5 | 23,2 | 62   | II       | MS           | Jan. 86 | 1 |
| 63 K | 137  | 0,94 | 1,58 | 3735 | 373 | 14,1 | 20,6 | u.N. | II       | KS           | Jan. 86 | 1 |
| 64 K | 125  | 0,8  | 2,25 | 3310 | 340 | 14,1 | 22,8 | u.N. | II       | MS           | Feb. 86 | 1 |
| 65 K | 126  | 0,87 | 1,4  | 3435 | 241 | 8,4  | 22,4 | u.N. | II       | MS           | Feb. 86 | 1 |
| 66 K | 121  | 0,77 | 1,1  | 3250 | 476 | 12,1 | 26,3 | u.N. | II       | MS           | Feb. 86 | 1 |
| 67 K | 111  | 0,5  | 0,65 | 3495 | 337 | 9,4  | 19,2 | u.N. | II       | KS           | Feb. 86 | 1 |
| 68 K | 116  | 0,71 | 0,8  | 3795 | 404 | 12,9 | 18,7 | u.N. | II       | KS           | März 86 | 1 |
| 69 K | 114  | 0,86 | 2,0  | 3695 | 329 | 11,0 | 16,5 | 86,5 | II       | KS           | März 86 | 1 |
| 70 K | 127  | 0,87 | 1,3  | 3895 | 413 | 12,5 | 17,6 | u.N. | II       | KS           | März 86 | 1 |
| 71 K | 107  | 0,61 | 1,4  | 3760 | 281 | 8,0  | 13,7 | 105  | II       | KS           | März 86 | 1 |
| 72 K | 122  | 0,5  | 1,5  | 3970 | 281 | 16,0 | 15,7 | 92,0 | II       | KS           | März 86 | 1 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

KS = Kopfschlag

II = Hartwasser, Illergebiet

Tabelle 8

Fortsetzung: Kontrollfische: Bachsaibling männlich

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Herkunft | Töt.-<br>art | Monat    | n |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|----------|--------------|----------|---|
| 73 K | 120 | 0,7  | 0,6  | 3725 | 311 | 9,4  | 16,3 | u.N. | II       | MS           | März 86  | 1 |
| 74 K | 120 | 0,48 | 1,0  | 3840 | 335 | 12,9 | 16,0 | 59,0 | II       | MS           | März 86  | 1 |
| 75 K | 110 | 0,58 | 1,18 | 3940 | 331 | 13,6 | 14,3 | 68,5 | II       | MS           | März 86  | 1 |
| 76 K | 119 | 0,54 | 1,1  | 3755 | 276 | 12,4 | 21,7 | 50,5 | II       | MS           | April 86 | 1 |
| 77 K | 120 | 0,5  | 1,4  | 3570 | 352 | 10,4 | 15,5 | 67,0 | II       | KS           | April 86 | 1 |
| 78 K | 178 | 0,78 | 0,8  | 4875 | 426 | 12,2 | 15,8 | 64,5 | II       | MS           | April 86 | 1 |
| 79 K | 113 | 0,35 | 2,2  | 4665 | 313 | 7,2  | 18,8 | 75,5 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 80 K | 136 | 0,56 | 1,8  | 4725 | 412 | 10,6 | 18,4 | 54,5 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 81 K | 127 | 0,39 | 0,97 | 4820 | 331 | 9,4  | 16,6 | 83,0 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 82 K | 131 | 0,59 | 2,3  | 3970 | 266 | 10,5 | 17,0 | 95,5 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 83 K | 140 | 0,55 | 1,0  | 4930 | 338 | 13,2 | 18,9 | 62,5 | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 84 K | 132 | 0,63 | 1,7  | 4910 | 405 | 12,5 | 21,1 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 85 K | 123 | 0,79 | 0,8  | 4125 | 291 | 12,7 | 22,8 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 86 K | 124 | 0,38 | 3,5  | 3366 | 321 | 7,5  | 20,0 | u.N. | II       | MS           | Mai 86   | 1 |
| 87 K | 138 | 0,49 | 1,7  | 3255 | 387 | 13,6 | 17,3 | 64,5 | II       | MS           | Juni 86  | 1 |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

MS = Tricainmethansulfonat MS 222<sup>R</sup>

KS = Kopfschlag

II = Hartwasser, Illergebiet

Tabelle 10:

Reschwasser (oberhalb der Ortschaft Mauth)

Fangdatum: 6.6.1986

5 Bachforellen (95-260 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 2 ♀♀

|            | Al (ppm) | Cd (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) |
|------------|----------|----------|----------|----------|
| Kiemen     | 36,24    | 1,94     | 0,82     | 42       |
| Leber      | 24,76    | 1,82     | 51,32    | 38,5     |
| Niere      | 15,6     | 3,92     | 1,38     | 26,34    |
| Muskulatur | 1,9      | n.n.     | 0,68     | 3,94     |

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Bachforellen des Reschwasser weisen in den Kiemen mit 36,24 ppm die höchsten Aluminiumwerte auf. Am zweithäufigsten ist Aluminium in der Leber (24,76 ppm) und in der Niere (15,6 ppm) vertreten. In der Muskulatur kann Aluminium nicht nachgewiesen werden oder ist bei einem Fisch mit 1,9 ppm sehr gering.

Cadmium ist mit 3,92 ppm am höchsten in der Niere angereichert. Kiemen (1,94 ppm) und Leber (1,82 ppm) sind noch relativ hoch mit Cadmium kontaminiert. In der Muskulatur liegt Cadmium unter der Nachweisgrenze.

Kupfer akkumuliert mit 51,32 ppm am stärksten in der Leber. Kiemen (0,82 ppm), Niere (1,38 ppm) und Muskulatur (0,68 ppm) weisen geringe Kupferwerte auf.

Das Spurenelement Zink ist mit 42 ppm am stärksten in den Kiemen angereichert, gefolgt von der Leber mit 38,5 ppm und der Niere mit 26,34 ppm. In der Muskulatur finden sich noch durchschnittlich 3,94 ppm Zink.

Tabelle 11:

Obere Waldnaab (bei der Ortschaft Naab)

Fangdatum: 28.5.1985

3 Regenbogenforellen, 6 Bachforellen, 1 Bachsaibling  
(26,5-160 g)

Geschlecht: 4 ♂♂, 6 ♀♀

|            | Al (ppm) | Cd (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) |
|------------|----------|----------|----------|----------|
| Kiemen     | 35,28    | 1,16     | 0,89     | 79,4     |
| Leber      | 5,58     | 0,51     | 53,38    | 27,85    |
| Niere      | 14,03    | 1,14     | 1,76     | 29,74    |
| Muskulatur | n.n.     | n.n.     | 0,47     | 12,76    |

Metallgehalt der Fischorgane:

Die höchsten Aluminiumwerte werden in den Kiemen mit durchschnittlich 35,28 ppm gemessen und mit einem Maximum von 133 ppm. Die Niere enthält die zweithöchsten Aluminiumkonzentrationen mit 14,03 ppm. In der Leber werden mittlere Konzentrationen von 5,58 ppm nachgewiesen. In der Muskulatur liegen die Aluminiumkonzentrationen unter der Nachweisgrenze.

Cadmium ist sowohl in den Kiemen (1,16 ppm) als auch in der Niere (1,14 ppm) stark akkumuliert. Die Leber weist mit 0,51 ppm nur durchschnittlich halb soviel Cadmium auf. In der Muskulatur kann Cadmium nicht bestimmt werden. Das Metall Kupfer ist stark in der Leber (53,38 ppm) angereichert. Die Kiemen, die Niere und die Muskulatur zeigen dagegen keine außergewöhnliche Kupferakkumulation (bis 1,76 ppm).

Die höchsten Zinkwerte werden in den Kiemen ermittelt mit Durchschnittswerten von 79,4 ppm und einem Maximumwert von 170 ppm. Mittlere Zinkkonzentrationen zeigen Niere (29,74 ppm) und Leber (27,85 ppm). Die geringsten Werte sind in der Muskulatur mit 12,76 ppm nachzuweisen.

Tabelle 12:

Weißer Main (oberhalb Bischofsgrün)

Fangdatum: 12.11.1985

4 Bachsaiblinge (114-140 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 2 ♀♀

|            | Al (ppm) | Cd (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) |
|------------|----------|----------|----------|----------|
| Kiemen     | 222,9    | 0,65     | 1,4      | 16,37    |
| Leber      | 8,87     | 0,93     | 32,18    | 32,23    |
| Niere      | 7,47     | 3,07     | 2,4      | 29,73    |
| Muskulatur | 2,12     | n.n.     | 0,83     | 5,6      |

Metallgehalt der Fischorgane:

Es wurden die Organe von vier Bachsaiblingen untersucht. Dabei werden von allen untersuchten Fischen die höchsten Aluminiumwerte von durchschnittlich 222,9 ppm in den Kiemen ermittelt, wobei bei einem Fisch ein Höchstwert von 357 ppm gefunden wird. In der Leber (8,87 ppm) und in der Niere (7,47 ppm) sind dagegen wesentlich geringere Werte nachweisbar. Die Muskulatur enthält nur 2,12 ppm Aluminium im Durchschnitt.

Das Schwermetall Cadmium ist mit 3,07 ppm sehr stark in der Niere angereichert. In der Leber finden sich noch 0,93 ppm Cadmium und in den Kiemen können 0,65 ppm ermittelt werden. Die Muskulatur weist keine meßbaren Cadmiumwerte auf.

Die Leber zeigt sich mit 32,18 ppm Kupfer als erstes Akkumulationsorgan. In allen übrigen Organen werden geringe Kupferkonzentrationen (unter 2,4 ppm) nachgewiesen. Zink ist in der Leber mit 32,23 ppm am höchsten. In der Niere werden durchschnittlich 29,73 ppm gemessen und in den Kiemen noch 16,37 ppm. In der Muskulatur sind die geringsten Werte mit 5,6 ppm nachweisbar.

Tabelle 13:

Eger (Oberlauf)

Fangdatum: 12.11.1985

8 Bachforellen (70-250 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 5 ♀♀

|            | Al (ppm) | Cd (ppm) | Cu (ppm) | Zn (ppm) |
|------------|----------|----------|----------|----------|
| Kiemen     | 23,3     | 0,79     | 1,20     | 77,5     |
| Leber      | 19,76    | 2,3      | 85       | 29,2     |
| Niere      | 17,15    | 3,71     | 1,71     | 28,83    |
| Muskulatur | 1,35     | n.n.     | 0,62     | 10,9     |

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Kiemen der Egerfische weisen hohe Aluminiumkonzentrationen von 23,3 ppm auf. Niedrigere Konzentrationen finden sich in der Leber (19,76 ppm) und in der Niere (17,15 ppm). In der Muskulatur werden noch 1,35 ppm gemessen.

Cadmium ist mit 3,71 ppm stark in der Niere akkumuliert. Auch in der Leber finden sich mit 2,3 ppm noch sehr hohe Cadmiumwerte. In den Kiemen werden im Durchschnitt 0,79 ppm Cadmium gemessen. Die Muskulatur enthält keine meßbaren Cadmiumkonzentrationen.

Eine hohe Kupferakkumulation mit 85 ppm wird in der Leber nachgewiesen. In den übrigen Organen liegt Kupfer unter 1,70 ppm im Durchschnitt.

Die höchsten Zinkwerte (77,5 ppm) werden in den Kiemen ermittelt. Auch in der Leber (29,2 ppm), in der Niere (28,83 ppm) und in der Muskulatur (10,9 ppm) werden noch relativ hohe Zinkwerte bestimmt.

Tabelle 11

## Fortsetzung

Gewässer: Kleine Deffernik      Fischart: Bachsaibling

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat   | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|---------|---|------------|------------|
| 7    | 301 | 0,59 | 1,12 | 4317 | 871 | 7,9  | 26,7 | 67,1 | 0,37 | 23          | 140          | Sept.85 | 1 | 5,5        | ♀          |
| 8    | 148 | 0,47 | 3,61 | 3503 | 443 | 9,7  | 25,4 | 235  | 0,42 | 29          | 260          | Sept.85 | 1 | 5,5        | ♀          |
| 9    | 359 | 0,75 | 4,8  | 3569 | 872 | 11,7 | 62,4 | 110  | 1,0  | 28          | 180          | Sept.85 | 2 | 5,5        | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 26          | 145          |         |   |            |            |
| 10   | 116 | 0,44 | 1,87 | 3275 | 270 | 10,6 | 34,5 | u.N. | 0,34 | 20          | 70           | Nov.85  | 3 | 6,0        | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 21          | 60           |         |   |            |            |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 21          | 65           |         |   |            |            |
| 11   | 114 | 0,5  | 3,2  | 3095 | 256 | 14,3 | 49,4 | u.N. | 0,34 | 24          | 160          | Nov.85  | 3 | 6,0        | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 19          | 65           |         |   |            |            |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 20          | 70           |         |   |            |            |
| 12   | 141 | 0,68 | 3,72 | 2945 | 419 | 12,1 | 56,8 | u.N. | 0,5  | 22          | 90           | Juni86  | 3 | 6,3        | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 21          | 80           |         |   |            |            |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 23          | 120          |         |   |            |            |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

Tabelle 12

Gewässer: Kleine Deffernik Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca   | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat    | n | akt.<br>pH | Geschlecht     |
|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|----------|---|------------|----------------|
| 13   | 114  | 0,62 | 0,79 | 3146 | 404 | 13,5 | 24,3 | u.N. | 0,28 | 28          | 200          | Sept. 85 | 1 | 5,5        | ♂ <sup>1</sup> |
| 14   | 98,5 | 0,4  | 1,68 | 3290 | 406 | 19,2 | 49,4 | 59,0 | 0,2  | 20          | 100          | Sept. 85 | 2 | 5,5        | ♂ <sup>1</sup> |
| 15   | 116  | 0,53 | 4,2  | 3263 | 402 | 25,1 | 32,9 | 65,8 | 0,42 | 24          | 125          | Sept. 85 | 1 | 5,5        | ♂ <sup>1</sup> |
| 16   | 147  | 0,48 | 4,48 | 3587 | 599 | 18,5 | 68,0 | 77   | 0,37 | 28          | 200          | Sept. 85 | 1 | 5,5        | ♂ <sup>1</sup> |
| 17   | 112  | 0,53 | 3,23 | 3503 | 655 | 19,2 | 39,6 | 66,5 | 0,29 | 32          | 280          | Sept. 85 | 1 | 5,5        | ♂ <sup>1</sup> |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

## 2.2.a Wasserbefunde

Tabelle 13 : Förmitz

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Frühjahr 1985 bis Herbst 1986

|                         | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                 | 5,12-6,65 | 6,06       |
| Leitfähigkeit(µS/cm)    | 74-140    | 107        |
| Ca (mg/l)               | 4,2-4,8   | 4,5        |
| Mg (mg/l)               | 1,6-2,6   | 2,1        |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l) | 4,3-7,7   | 6,0        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)  | 6,3-8,7   | 7,5        |
| Al (µg/l) *             | 239       |            |
| Cu (µg/l) *             | 4,1       |            |
| Zn (µg/l) *             | 86,0      |            |
| Cd (µg/l) *             | 0,05      |            |
| Fe (µg/l) *             | 94,4      |            |

\* = nur ein Meßwert vom Sommer 1985 vorhanden

## 2.2.b Plasmabefunde

In Tabelle 14 sind die männlichen und weiblichen Bachforellen, in Tabelle 15 die männlichen Bachsaiblinge aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:  
Bachforelle männlich: Calcium (9,5%), Natrium (7,5%) und Phosphor (15%) sind deutlich erniedrigt. Eisen und Magnesium (75%) dagegen sind deutlich erhöht.  
Bachforelle weiblich: Calcium (70%), Eisen, Phosphor (69%) und Magnesium (80%) sind erhöht. Natrium (17%) hingegen ist deutlich erniedrigt.  
Bachsaiibling männlich: Calcium (16%), Eisen, Natrium (12%), Phosphor (34%) und Magnesium (106%) sind im Plasma deutlich erhöht.

Tabelle 14

Gewässer: Förmitz      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat   | n | akt.<br>pH | Geschlecht     |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|---------|---|------------|----------------|
| 18   | 112 | 0,46 | 1,17 | 3020 | 394 | 10,4 | 23,3 | u.N. | 0,12 | 29          | 300          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♂ <sup>7</sup> |
| 19   | 119 | 0,65 | 3,5  | 3208 | 275 | 13,7 | 33,7 | u.N. | 0,17 | 27          | 190          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♂ <sup>1</sup> |
| 20   | 235 | 0,48 | 3,32 | 2850 | 725 | 14,0 | 45,0 | u.N. | 0,32 | 32          | 120          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♀              |
| 21   | 140 | 0,41 | 3,5  | 3000 | 493 | 19,7 | 25,9 | u.N. | 0,21 | 22          | 140          | Nov. 85 | 2 | 6,5        | ♀              |
| 22   | 172 | 0,46 | 1,7  | 2930 | 520 | 14,2 | 27,2 | u.N. | 0,24 | 28          | 240          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♀              |
| 23   | 136 | 0,39 | 5,45 | 2190 | 416 | 12,6 | 21,7 | 50   | 0,19 | 17          | 50           | Nov. 85 | 2 | 6,5        | ♀              |
| 24   | 293 | 0,4  | 3,55 | 3365 | 870 | 11,4 | 32,7 | u.N. | 0,42 | 23          | 130          | Nov. 85 | 2 | 6,5        | ♀              |
| 25   | 249 | 0,64 | 3,69 | 3218 | 728 | 13,4 | 50,8 | u.N. | 0,37 | 23          | 130b.        | Nov. 85 | 2 | 6,5        | ♀              |
| 26   | 163 | 0,43 | 2,55 | 3125 | 560 | 14,7 | 39,5 | u.N. | 0,2  | 22          | 100b.        | Nov. 85 | 2 | 6,5        | ♀              |
| 27   | 149 | 0,53 | 8,1  | 3270 | 520 | 11,4 | 49,4 | u.N. | 0,18 | 23          | 130          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♀              |
| 28   | 142 | 0,4  | 7,25 | 3155 | 575 | 11,6 | 37,6 | u.N. | 0,18 | 22          | 90           | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♀              |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

b. = Gesamtgewicht beider Fische

Tabelle 15

Gewässer: Förmitz      Fischart: Bachsaibling

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe  | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt. pH | Geschlecht |
|------|-----|------|-----|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|---------|------------|
| 29   | 141 | 0,68 | 6,6 | 3550 | 515 | 19,3 | 47,4 | u.N. | 0,26 | 17          | 50           | Nov.85 | 2 | 6,5     | ♂          |

Tabelle 16

Gewässer: Goldbach      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt. pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|---------|------------|
| 30   | 103 | 0,3  | 3,09 | 3040 | 358 | 12,6 | 36,1 | u.N. | 0,3  | 23          | 110          | Nov.85 | 2 | 6,4     | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 19          | 50           |        |   |         |            |
| 31   | 117 | 0,31 | 3,51 | 3960 | 459 | 17,6 | 63,1 | u.N. | 0,37 | 21          | 100          | Nov.85 | 1 | 6,4     | ♂          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

### 2.3.a Wasserbefunde

Tabelle 17: Goldbach

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Herbst 1984 bis Herbst 1986

|                                           | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                   | 6,4-6,9   | 6,65       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 47-86     | 71         |
| Ca ( $\text{mg}/\text{l}$ )               | 2,4-9,9   | 4,6        |
| Mg ( $\text{mg}/\text{l}$ )               | 1,6-4,6   | 3,2        |
| $\text{HCO}_3$ ( $\text{mg}/\text{l}$ )   | 11,0-15,8 | 13,6       |
| $\text{NO}_3$ ( $\text{mg}/\text{l}$ )    | 1,9-11,1  | 8,0        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 126-245   | 185        |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 0,2-6,8   | 3,5        |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 311       |            |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 0,2       |            |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 76-781    | 281        |

\* = nur ein Meßwert vom Frühjahr 1986 vorhanden

### 2.3.b Plasmabefunde

In Tabelle 16 sind die Plasmawerte der weiblichen und männlichen Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:

Bachforelle weiblich: Calcium (66%), Natrium (16%) und Phosphor (18%) sind deutlich erniedrigt. Eisen und Magnesium (56%) dagegen sind deutlich erhöht.  
Bachforelle männlich: Calcium (8%) ist erniedrigt. Eisen, Phosphor (40%), Natrium (18%) und Magnesium (215%) sind erhöht.

#### 2.4.a Wasserbefunde

Tabelle 18: Weißer Main  
Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Herst 1983 bis Herbst 1986

|                                    | Meßwerte  | Mittelwert |
|------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                            | 4,21-6,34 | 5,38       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ ) | 43-132    | 82         |
| Ca (mg/l)                          | 2,5-8,11  | 4,9        |
| Mg (mg/l)                          | 0,4-1,8   | 1,0        |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)            | 0,6-4,7   | 2,75       |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)             | 5,1-24,5  | 8,86       |
| Al ( $\mu\text{g/l}$ )             | 50-982    | 343        |
| Cu ( $\mu\text{g/l}$ )             | 0,40-2,6  | 1,46       |
| Zn ( $\mu\text{g/l}$ )             | 9-24      | 16,5       |
| Cd ( $\mu\text{g/l}$ )             | 0,28-0,49 | 0,35       |
| Fe ( $\mu\text{g/l}$ ) *           | 193       |            |

\* = nur ein Meßwert vom Frühjahr 1986 vorhanden

#### 2.4.b Plasmabefunde

In Tabelle 19 sind die Plasmawerte der männlichen Bachsaiblinge aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild: Calcium (14%), Phosphor (54%) und Magnesium (36%) sind im Plasma erhöht. Natrium (9%) dagegen ist deutlich erniedrigt. Eisen (120%) ist extrem erhöht.

Tabelle 19

Gewässer: Weißer Main Fischart: Bachsaibling

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|------------|------------|
| 32   | 138 | 0,88 | 11,8 | 2850 | 590 | 19,1 | 30,3 | u.N. | 0,15 | 24          | 130          | Nov.85 | 1 | 6,3        | ♂          |
| 33   | 140 | 0,87 | 10,2 | 3196 | 596 | 22,3 | 35,8 | u.N. | 0,36 | 25          | 140 b.       | Nov.85 | 2 | 6,3        | ♂          |

Tabelle 20

Gewässer: Eger Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca   | Cu   | Fe  | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|------|------|-----|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|------------|------------|
| 34   | 119  | 0,56 | 3,6 | 3230 | 352 | 17,5 | 29,5 | u.N. | 0,22 | 29          | 250          | Nov.85 | 1 | 5,0        | ♂          |
| 35   | 134  | 0,52 | 1,1 | 3365 | 535 | 24,7 | 28,0 | u.N. | 0,29 | 20          | 100          | Nov.85 | 1 | 5,0        | ♂          |
| 36   | 99,5 | 0,51 | 2,6 | 3070 | 302 | 18,0 | 30,3 | u.N. | 0,24 | 25          | 140b.        | Nov.85 | 2 | 5,0        | ♂          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

b. = Gesamtgewicht beider Fische

Tabelle 20

Fortsetzung

Gewässer: Eger      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt. pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|---------|------------|
| 37   | 184 | 0,45 | 3,19 | 3240 | 550 | 9,46 | 39,7 | u.N. | 0,39 | 31          | 310          | Nov.85 | 1 | 5,0     | ♀          |
| 38   | 124 | 0,6  | 3,6  | 3390 | 422 | 19,6 | 67,5 | u.N. | 0,28 | 26          | 190          | Nov.85 | 1 | 5,0     | ♀          |
| 39   | 117 | 0,41 | 3,69 | 3100 | 341 | 8,95 | 32,4 | u.N. | 0,23 | 25          | 140b.        | Nov.85 | 2 | 5,0     | ♀          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

b. = Gesamtgewicht beider Fische

## 2.5.a Wasserbefunde

Tabelle 21: Eger

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Frühjahr 1983 bis Herbst 1985

|                                           | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                   | 4,88-6,44 | 6,09       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 73-98     | 80         |
| Ca (mg/l)                                 | 5,6-9,5   | 7,6        |
| Mg (mg/l)                                 | 0,5-3,5   | 1,9        |
| $\text{HCO}_3$ (mg/l)                     | 3,6-6,7   | 5,7        |
| $\text{NO}_3$ (mg/l)                      | 3,6-20,2  | 8,5        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 192       |            |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 1,2       |            |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 13,0      |            |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 0,05      |            |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 415       |            |

\* = nur ein Meßwert vom Herbst 1984 vorhanden

## 2.5.b Plasmabefunde

In Tabelle 20 sind die Plasmawerte der männlichen und weiblichen Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild: sowohl bei den männlichen wie auch bei den weiblichen Fischen sind die Calcium (8-14%)- und Natriumwerte (5-11%) erniedrigt. Eisen ist leicht erhöht, Magnesium (30-73%) stark erhöht und Phosphor (5% tiefer) ist in etwa gleich hoch wie bei den Kontrolltieren.

### 2.6.a Wasserbefunde

Tabelle 22: Rosenbaumbach  
Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Frühjahr 1984 bis Herbst 1986

|                                           | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                   | 6,5-7,18  | 6,85       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 111-135   | 121        |
| Ca (mg/l)                                 | 7,7-12,0  | 9,3        |
| Mg (mg/l)                                 | 2,4-3,7   | 3,0        |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)                   | 7,3-14,0  | 10,5       |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)                    | 3,4-13,1  | 8,5        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 87-110    | 99         |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 3,7-4,0   | 3,9        |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 23-36     | 24,5       |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 0,11-1,21 | 0,16       |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 31-53     | 42         |

### 2.6.b Plasmabefunde

In Tabelle 23 sind die Plasmawerte der weiblichen und männlichen Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich folgendes Bild im Vergleich zu den Plasmawerten der Kontrollfische:

Bachforelle weiblich: Calcium (87%), Phosphor (95%) und Magnesium (98%) sind erhöht, Eisen (210%) ist sehr stark erhöht, während Natrium (7%) erniedrigt ist.

Bachforelle männlich: Eisen, Phosphor (68%) und Magnesium (101%) sind erhöht. Natrium (2%) und Calcium (8%) sind erniedrigt.

Tabelle 23

Gewässer: Rosenbaumbach      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt. pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|---------|------------|
| 40   | 292 | 0,42 | 17,5 | 3363 | 845 | 13,7 | 44,6 | u.N. | 0,56 | 20          | 90           | Nov.85 | 1 | 6,4     | ♀          |
| 41   | 118 | 0,55 | 4,49 | 3250 | 594 | 17,2 | 47,4 | u.N. | 0,2  | 30          | 272          | Nov.85 | 1 | 6,4     | ♂          |
| 42   | 116 | 0,57 | 6,5  | 3356 | 523 | 21,8 | 40,8 | u.N. | 0,22 | 25          | 180          | Nov.85 | 1 | 6,4     | ♂          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

## 2.7.a Wasserbefunde

Tabelle 24: Grundbach

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Frühjahr 1984 bis Herbst 1986

|                                           | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                   | 4,71-5,16 | 4,93       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 101-118   | 109        |
| Ca (mg/l)                                 | 7,5-9,3   | 8,3        |
| Mg (mg/l)                                 | 2,4-3,4   | 2,9        |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)                   | 2,0-15,2  | 6,3        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)                    | 3,2-9,8   | 6,8        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 874       |            |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 2,2-4,3   | 3,3        |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 39-47     | 43         |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 0,23-0,45 | 0,34       |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 49-60     | 54,5       |

\* = nur ein Meßwert vom Frühjahr 1986 vorhanden

## 2.7.b Plasmabefunde

In Tabelle 25 sind die Plasmawerte der männlichen und weiblichen Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:

Bachforelle weiblich: Calcium (28%), Eisen und Magnesium (68%) sind erhöht. Natrium (1%) und Phosphor (70%) sind dagegen erniedrigt.

Bachforelle männlich: Calcium (5%), Eisen, Phosphor (30%) und Magnesium (70%) sind erhöht. Natrium ist gleich hoch im Plasma wie bei den Kontrollfischen.

Tabelle 25

Gewässer: Grundbach      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt. pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|---------|------------|
| 43   | 134 | 0,53 | 3,0  | 3445 | 469 | 21,6 | 33,5 | u.N. | 0,32 | 30          | 200          | Nov.85 | 1 | 6,0     | ♂          |
| 44   | 241 | 0,42 | 4,14 | 3666 | 967 | 14,2 | 32,6 | 211  | 0,42 | 22          | 130          | Nov.85 | 1 | 6,0     | ♀          |
| 45   | 158 | 0,48 | 5,4  | 3581 | 589 | 13,9 | 28,5 | 192  | 0,27 | 27          | 180          | Nov.85 | 1 | 6,0     | ♀          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

## 2.8.a Wasserbefunde

Tabelle 26: Nordhalbener Ködel  
Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Herbst 1984 bis Herbst 1986

|                                    | Meßwerte  | Mittelwert |
|------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                            | 4,93-6,58 | 5,72       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S/cm}$ ) | 103-142   | 120        |
| Ca (mg/l)                          | 7,2-11,0  | 8,7        |
| Mg (mg/l)                          | 2,4-3,8   | 3,0        |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)            | 2,4-7,3   | 4,6        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)             | 3,3-19,7  | 11,1       |
| Al ( $\mu\text{g/l}$ )             | 620-651   | 635,5      |
| Cu ( $\mu\text{g/l}$ )             | 1,0-1,2   | 1,1        |
| Zn ( $\mu\text{g/l}$ ) *           | 33        |            |
| Cd ( $\mu\text{g/l}$ ) *           | 0,18      |            |
| Fe ( $\mu\text{g/l}$ ) *           | 11,1      |            |

\* = nur ein Meßwert vom Frühjahr 1986 vorhanden

## 2.8.b Plasmabefunde

In Tabelle 27 sind die Plasmawerte der männlichen und weiblichen Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich zu den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:

Bachforelle männlich: Calcium (19%) und Natrium (5%) sind erniedrigt. Eisen, Phosphor (70%) und Magnesium (110%) sind erhöht.

Bachforelle weiblich: Magnesium (30%) ist erhöht. Eisen, Calcium (28%), Natrium (15%) und Phosphor (3%) sind dagegen erniedrigt.

Tabelle 27

Gewässer: Nordhalbener Ködel      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat   | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|---------|---|------------|------------|
| 46   | 112 | 0,36 | 1,42 | 3070 | 428 | 10,3 | 32,7 | u.N. | 0,21 | 33          | 300          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♀          |
| 47   | 112 | 0,45 | 5,55 | 3180 | 470 | 17,6 | 43,1 | u.N. | 0,23 | 25          | 160          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♂          |
| 48   | 139 | 0,54 | 7,47 | 3484 | 516 | 20,6 | 47,2 | u.N. | 0,30 | 29          | 240          | Nov. 85 | 1 | 6,5        | ♂          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

## 2.9.a Wasserbefunde

Tabelle 28: Ölschnitz

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Herbst 1985 bis Herbst 1986

|                                             |                              | Meßwerte  | Mittelwert |
|---------------------------------------------|------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                     |                              | 4,42-5,13 | 4,78       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) * |                              | 136       |            |
| Ca                                          | (mg/l)                       | 7,3-7,4   | 7,34       |
| Mg                                          | (mg/l)                       | 3,5-3,59  | 3,54       |
| HCO <sub>3</sub>                            | (mg/l) *                     | 8,9       |            |
| NO <sub>3</sub>                             | (mg/l) *                     | 10,1      |            |
| Al                                          | ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )   | 73-1640   | 856        |
| Cu                                          | ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )   | 1,3-2,3   | 1,8        |
| Zn                                          | ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )   | 5-48      | 26,7       |
| Cd                                          | ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) * | 0,31      |            |
| Fe                                          | ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) * | 53,2      |            |

\* = nur ein Meßwert vom Herbst 1985 vorhanden

## 2.9.b Plasmabefunde

In Tabelle 29 sind die Plasmawerte der Bachsaiblinge aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich zu den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:  
Bachsaibling weiblich: Calcium (5%), Eisen und Magnesium (41%) sind erhöht. Natrium (5%) und Phosphor (4%) sind dagegen leicht erniedrigt. Kalium (bis zu 174 mg/l) ist stark erhöht.

Bachsaibling männlich: Calcium (22%), Natrium (6%), Phosphor (8%), Magnesium (30%) und Kalium (bis zu 248 mg/l) sind erhöht. Eisen ist gleich hoch wie im Plasma der Kontrollfische.

Tabelle 29

Gewässer: Ölschnitz Fischart: Bachsaibling

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|------------|------------|
| 49   | 127 | 0,45 | 3,4  | 3257 | 405 | 15,8 | 36,2 | 102  | 0,2  | 20          | 100          | Nov.85 | 1 | 6,1        | ♀          |
| 50   | 128 | 0,33 | 1,1  | 3385 | 321 | 10,0 | 24,7 | 174  | 0,22 | 25          | 140          | Nov.85 | 1 | 6,1        | ♀          |
| 51   | 192 | 0,54 | 2,1  | 3698 | 585 | 13,7 | 37,7 | u.N. | 0,19 | 22          | 100          | Nov.85 | 1 | 6,1        | ♀          |
| 52   | 133 | 0,4  | 2,19 | 3590 | 453 | 19,1 | 30,2 | 248  | 0,20 | 24          | 160          | Nov.85 | 1 | 6,1        | ♂          |
| 53   | 125 | 0,54 | 4,81 | 3470 | 429 | 15,3 | 32,7 | 121  | 0,24 | 23          | 140          | Nov.85 | 1 | 6,1        | ♂          |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

## 2.10. a Wasserbefunde

Tabelle 30: Weißer Regen

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Sommer 1983 bis Herbst 1986

|                                           | Meßwerte | Mittelwert |
|-------------------------------------------|----------|------------|
| pH-Wert                                   | 5,7-7,1  | 6,55       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 44-53    | 49         |
| Ca (mg/l)                                 | 3,0-4,8  | 3,58       |
| Mg (mg/l)                                 | 0,7-1,0  | 0,86       |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)                   | 2,7-9,7  | 7,1        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)                    | 4,5-6,8  | 5,5        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 260-380  | 320        |
| Cu ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | -        |            |
| Zn ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 16-55    | 35         |
| Cd ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 0,2-0,23 | 0,21       |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 77-440   | 209        |

\* = nicht untersucht

## 2.10.b Plasmabefunde

In Tabelle 31 sind die Plasmawerte der Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild:  
Bachforelle männlich: Calcium (18%), Natrium (8%) und Phosphor (21%) sind deutlich erniedrigt. Magnesium (13%) ist erhöht, während Eisen knapp unter dem Plasmaspiegel der Kontrollfische liegt.  
Bachforelle weiblich: Calcium (26%), Natrium (6%) und Phosphor (32%) sind erniedrigt, Magnesium (36%) und Eisen sind erhöht.

Tabelle 31

Gewässer: Weißer Regen      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca   | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat  | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|--------|---|------------|------------|
| 54   | 113  | 0,47 | 2,31 | 3255 | 345 | 13,9 | 31,1 | u.N. | 0,21 | 24          | 125          | Mai 86 | 2 | 5,2        | ♀          |
|      |      |      |      |      |     |      |      |      |      | 24          | 110          |        |   |            |            |
| 55   | 107  | 0,44 | 1,83 | 3070 | 362 | 14,5 | 20,7 | u.N. | 0,25 | 24          | 110          | Mai 86 | 2 | 5,2        | ♀          |
|      |      |      |      |      |     |      |      |      |      | 22          | 100          |        |   |            |            |
| 56   | 98,5 | 0,4  | 1,63 | 3100 | 284 | 12,0 | 34,8 | u.N. | 0,21 | 23          | 90           | Mai 86 | 2 | 5,2        | ♂          |
|      |      |      |      |      |     |      |      |      |      | 24          | 125          |        |   |            |            |
| 57   | 101  | 0,34 | 2,0  | 3290 | 300 | 15,2 | 26,0 | u.N. | 0,23 | 23          | 130b.        | Mai 86 | 2 | 5,2        | ♂          |
| 58   | 98   | 0,44 | 1,8  | 3100 | 293 | 13,1 | 30,8 | u.N. | 0,22 | 24          | 110          | Mai 86 | 2 | 5,2        | ♂          |
|      |      |      |      |      |     |      |      |      |      | 23          | 95           |        |   |            |            |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

b. = Gesamtgewicht beider Fische

### 2.11.a Wasserbefunde

Tabelle 32: Reschwasser

Ergebnisse der Wasseranalysen von  
Herbst 1983 bis Herbst 1986

|                                           | Meßwerte  | Mittelwert |
|-------------------------------------------|-----------|------------|
| pH-Wert                                   | 4,6-6,28  | 5,52       |
| Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 28-32     | 30         |
| Ca (mg/l)                                 | 1,1-3,6   | 2,28       |
| Mg (mg/l)                                 | 0,28-0,8  | 0,52       |
| HCO <sub>3</sub> (mg/l)                   | 3,0-8,2   | 4,6        |
| NO <sub>3</sub> (mg/l)                    | 3,9-6,8   | 4,7        |
| Al ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )             | 190-724   | 336        |
| Cu (mg/l)                                 | 0,16-3,10 | 1,31       |
| Zn (mg/l)                                 | 5-31      | 18,0       |
| Cd (mg/l)                                 | 0,1-0,3   | 0,22       |
| Fe ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) *           | 61,1      |            |

\* = nur ein Meßwert vom Frühjahr 1986 vorhanden

### 2.11.b Plasmabefunde

In Tabelle 33 sind die Plasmawerte der Bachforellen aufgeführt. Dabei ergibt sich im Vergleich mit den Plasmawerten der Kontrollfische folgendes Bild: Bachforelle männlich und weiblich: Calcium (13-18%), Natrium (8-15%) und Phosphor (16-24%) sind im Plasma deutlich erniedrigt. Magnesium (20-25%) und Eisen sind erhöht.

### 2.12. Durchschnittswerte

In Tabelle 34 sind die Durchschnittswerte der Plasmakonzentrationen der männlichen und weiblichen Bachsaiblinge und Bachforellen aufgeführt.

Tabelle 33

Gewässer: Reschwasser      Fischart: Bachforelle

| Nr.: | Ca  | Cu   | Fe   | Na   | P   | Zn   | Mg   | K    | Sr   | Länge<br>cm | Gewicht<br>g | Monat   | n | akt.<br>pH | Geschlecht |
|------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|------|-------------|--------------|---------|---|------------|------------|
| 59   | 101 | 0,48 | 1,98 | 2845 | 268 | 14,3 | 22,4 | u.N. | 0,24 | 28          | 210          | Juni 86 | 2 | 5,9        | ♂          |
| 60   | 116 | 0,59 | 2,87 | 3130 | 395 | 17,8 | 38,7 | u.N. | 0,26 | 28          | 230          | Juni 86 | 1 | 5,9        | ♂          |
| 61   | 125 | 0,67 | 4,55 | 2805 | 334 | 17,2 | 29,0 | 50,5 | 0,25 | 31          | 220          | Juni 86 | 2 | 5,9        | ♀          |
|      |     |      |      |      |     |      |      |      |      | 27          | 140          |         |   |            |            |

Einheit: mg/l

u.N. = unter der Nachweisgrenze

akt. pH = pH-Wert zur Zeit der Abfischung

Tabelle 34

Durchschnittswerte von Ca, Fe, Na, P und Mg bei den Wildfischen

Bachsaiblinge

|              | Ca  | Fe  | Na   | P   | Mg   | Geschl.n | Ca  | Fe  | Na   | P   | Mg   | Geschl.n |
|--------------|-----|-----|------|-----|------|----------|-----|-----|------|-----|------|----------|
| September 85 | 133 | 3,7 | 3550 | 380 | 47,5 | ♂ 1      | 239 | 3,2 | 3723 | 657 | 34,9 | ♀ 4      |
| November 85  | 128 | 4,9 | 3221 | 401 | 34,2 | ♂ 13     | 113 | 2,4 | 3272 | 321 | 38,8 | ♀ 9      |
| Juni 86      | 123 | 2,6 | 3223 | 348 | 44,3 | ♂ 3      | 141 | 3,7 | 2945 | 419 | 56,8 | ♀ 2      |

Bachforellen

|              |      |     |      |     |      |      |     |     |      |     |      |      |
|--------------|------|-----|------|-----|------|------|-----|-----|------|-----|------|------|
| September 85 | 114  | 2,6 | 3346 | 478 | 43,1 | ♂ 6  |     |     |      |     |      |      |
| November 85  | 119  | 4,4 | 3329 | 443 | 39,3 | ♂ 13 | 175 | 4,5 | 2981 | 569 | 36,7 | ♀ 24 |
| Mai 86       | 99,1 | 1,8 | 3246 | 292 | 30,2 | ♂ 6  | 110 | 2,0 | 3162 | 353 | 25,9 | ♀ 4  |
| Juni 86      | 106  | 2,2 | 2940 | 310 | 27,1 | ♂ 3  | 125 | 4,5 | 2805 | 334 | 29,0 | ♀ 2  |

♂ = männlich

♀ = weiblich

## V. Besprechung der Ergebnisse und Diskussion

### 1. Analyseverfahren und Meßgenauigkeit

Das bei dieser Untersuchung angewandte Verfahren der Spurenelementsbestimmung mit Hilfe der Atom-Emissions-Spektralphotometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (AES-ICP) ist für die vorliegende Fragestellung dieser Arbeit sämtlichen herkömmlichen photometrischen Methoden und auch der Atom-Absorptions-Spektrometrie (AAS) überlegen. Bei der photometrischen Analysierung der Proben sind mehr Zwischenschritte bis zur endgültigen Messung notwendig, was gleichbedeutend ist mit mehr Fehlerquellen, die es zu berücksichtigen gilt. Außerdem würde man eine wesentlich größere Plasmamenge benötigen, um die Anzahl der hier untersuchten Elemente pro Probe zu erreichen. Bei der geringen Größe und der kleinen Stückzahl der gefangenen Fische aus versauerten Gewässern wäre diese Untersuchung nicht möglich gewesen. Die AAS ist zwar so exakt wie das AES-ICP, jedoch wäre auch hier eine wesentlich größere Probenmenge notwendig, um die gleiche Anzahl der in dieser Untersuchung gemessenen Elemente pro Probe zu erzielen.

Das AES-ICP benötigt nach Optimierung und Eichung nur etwas 20 Sekunden für eine Simultanmessung von 23 Elementen (Hoffmann, 1980). Es ist also, was die Verringerung der Fehlerquellen, die Genauigkeit der Messung (mit Ausnahme des AAS) und vor allem die Quantität der zu bestimmenden Proben angeht, wie auch in der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, das Meßverfahren der Wahl.

Die Wirkungsweise ist folgendermaßen: Die wässrige Probe wandelt ein pneumatisches Zerstäubersystem in ein Aerosol um. Das Aerosol wird anschließend in ein Argonplasma gespritzt, das ein Hochfrequenzgenerator induktiv erzeugt, Die hohe Temperatur von ca. 10.000°K bewirkt Atomisierung und Ionisierung der Inhaltsstoffe, sowie die Anregung der Atome und Ionen. Die Lichtquelle wird durch einen Fokussierspiegel und Spalt auf einem festmontierten Gitter abgebildet. Dieses optische Element bestimmt mit seinem Auflösungsvermögen in Verbindung mit der Brennweite des Spektrometers wesentlich, in welchem Maße das Instrument benachbarte Linien (verschiedene Elemente) auftrennen und bestimmen kann. Ein Rechensystem wandelt die Meßsignale nach vorangegangener Eichung in Konzentrationen um und veranlaßt den Ausdruck der Daten (Hoffmann, 1980).

## 2. Fischmenge (Wildfische)

In den versauerten Bächen, die hier untersucht wurden, findet sich meist nur noch eine spärliche Fischpopulation. Aus Rücksicht auf die geringen Fischbestände konnten in den meisten Fällen nur wenige Fische pro Bach zur Untersuchung entnommen werden.

## 3. Elektrolytkonzentration im Plasma von Kontrollfischen aus weichem Wasser im Vergleich zu Kontrollfischen aus hartem Wasser

Vergleicht man die Elektrolytkonzentration im Plasma der Kontrollfische aus einem typischen "Weichwassergebiet" (pH = 6,5-6,7; III, Lindbergmühle) mit der, der Kontrollfische aus einem "Hartwassergebiet"

(pH = 7,0-7,5; II, Illergebiet), so läßt sich lediglich eine geringfügige Abweichung bei Calcium und Natrium erkennen. Der Calciumgehalt im Plasma der "Weichwasserfische" liegt etwas niedriger, und der Natriumgehalt ist etwas höher als bei Fischen aus hartem Wasser. Die Abweichungen sind minimal (siehe Tabelle 5 und 6) und können vernachlässigt werden. Deshalb werden die Kontrollfische aus weichem Wasser nicht getrennt von den Kontrollfischen aus hartem Wasser und in den Tabellen gemeinsam aufgeführt und ausgewertet.

#### 4. Auswirkung der Betäubungs- bzw. Tötungsart auf den Elektrolytstatus bei Fischen

Die Plasmawerte der Fische, die durch Kopfschlag betäubt werden, zeigen im Vergleich zu den Fischen, die mit MS 222<sup>R</sup> betäubt werden, keine wesentlichen Abweichungen der einzelnen gemessenen Elektrolyte im Plasma (siehe auch Tabellen 6,7 und 8).

Diese Ergebnisse werden von Untersuchungen von Soivio et al. (1977) bestätigt, die berichten, daß durch die Betäubung mit MS 222<sup>R</sup> Blutplasmawerte wie Natrium, Kalium und Calcium mehr oder weniger unberührt bleiben; lediglich Glucose und Laktat zeigen eine leichte Erhöhung. Houston et al. (1971) dagegen weisen eine Erhöhung von Natrium im Plasma bei der Anwendung von MS 222<sup>R</sup> im Vergleich zur Betäubung mit Kopfschlag nach. Bei den Enzymgehalten im Plasma zeigen sich bei unterschiedlicher Betäubungsweise (KS, MS) im Gegensatz zu den Plasmaelektrolyten starke Abweichungen (Scheinert, 1984).

## 5. Die Auswertbarkeit von Blutparametern bei Fischen

Bei den Knochenfischen treten wie bei den höheren Wirbeltieren charakteristische Veränderungen im Blutbild bei Intoxikationen auf. Das Blutbild der Fische reagiert auf Krankheiten, Fehlernährung, Einwirkung von Stressoren und auf Intoxikationen, denen die Tiere immer häufiger in ihrer Umwelt ausgesetzt sind, in vergleichbarer Weise wie das der Warmblüter. Allerdings dürften in vielen Fällen krankhafte Veränderungen des Blutes beim Fisch verzögerter als bei den höheren Wirbeltieren auftreten (Finn and Nielson, 1971; Lehmann und Stürenberg, 1975; Lester und Desser, 1975; Ferguson, 1976).

Weiterhin ist zu beachten, daß in dieser poikilothermen Tierklasse eine Reihe von Blutparametern mehr oder weniger stark alters-, saison- und hälterungsbedingten sowie auch artspezifischen Schwankungen unterworfen sind. Es ist deshalb in der Regel recht mühsam und zeitaufwendig, die sogenannten Normalwerte der jeweiligen Fischart nur annähernd festzulegen. Dies ist jedoch eine unerläßliche Voraussetzung für die Beurteilung von pathologischen Veränderungen des Blutbildes. Obwohl erst sehr wenig über die Auswertbarkeit des Differentialblutbildes bei chronischen Intoxikationen der Fische gearbeitet worden ist, sind bei Ammoniak- und Schwermetallvergiftungen, bei Sauerstoffmangel, bei Ernährungsfehlern und Infektionskrankheiten charakteristische Veränderungen im peripheren Blut bereits überzeugend nachgewiesen worden (Hunn, 1972; Hines und Spira, 1973; Soivio et al., 1974; Kreutzmann, 1976; Haider, 1977).

Stressoren, wie starke Beunruhigung, Temperatur-

veränderungen des Wassers, Hunger, Sauerstoffmangel und Abwasserbelastungen verursachen bei Fischen in der Regel zunächst einen Anstieg des Blutzuckerspiegels, eine Erhöhung der Erythrozyten- und Leukozytengesamtzahl, wie auch starke Schwankungen im Elektrolytgehalt (Smith et al., 1971; Houston and Cyr, 1974; McLeay and Gordon, 1977; Smith, 1979).

Für die vorliegende Arbeit sind die Elektrolytgehalte von Fischen aus nicht versauerten weichen und harten Gewässern als sogenannte Normalwerte ermittelt worden. Plasmawerte aus der vorliegenden Literatur können nur bedingt bzw. überhaupt nicht zu Vergleichszwecken herangezogen werden. Ein sinnvoller Vergleich ist nur möglich, wenn die Versuchsanordnung und Analysenbedingungen entsprechend sind. Plasmawerte aus der Literatur sind häufig mit anderen Analyseverfahren ermittelt worden als bei der vorliegenden Arbeit. Auch sind die Angaben über die Wasserbeschaffenheit oft unterschiedlich oder unklar. So werden z.B. als Charakterisierung des Wassers lediglich Leitungswasser angegeben oder bei experimentellen Untersuchungen zur Gewässerversauerung nur der pH-Wert angeführt ohne Berücksichtigung der Carbonathärte, welche die Toxizität des Wassers bei unterschiedlichsten pH-Werten stark reduzieren kann (Graham and Wood, 1981).

#### 6. Elektrolyte im Plasma von Fischen aus versauerten Gewässern

In der vorliegenden Untersuchung zeigt sich beim Natrium ein Plasmaspiegelabfall bei Bachsaiblingen und Bachforellen aus versauerten Gewässern. Das stimmt mit den Ergebnissen von Untersuchungen mit

experimentell versauertem Wasser (Fromm, 1980; Spry et al., 1981; McKeown et al., 1985) , wie auch mit natürlich versauertem Wasser überein (Leivestad et al., 1976).

Nur bei drei männlichen Bachforellen aus dem Goldbach, Grundbach und Nordhalbener Ködel und zwei männlichen Bachsaiblingen aus der Förmitz und Ölschnitz, sowie einem weiblichen Bachsaibling der Kleinen Deffernik kommt es unter insgesamt 91 Wildfischen zu erhöhten (2,8-18% bei den männlichen Bachsaiblingen und Bachforellen, 25% beim weiblichen Bachsaibling) Natriumwerten im Plasma gegenüber den Natriumwerten im Plasma der Kontrollfische. Bei allen anderen Fischen liegen die Natriumwerte deutlich unter den Werten der Kontrollfische, und zwar bei den männlichen Bachforellen zwischen 2-15%, bei den weiblichen Bachforellen zwischen 1-17%, bei den männlichen Bachsaiblingen zwischen 9-25% und bei den weiblichen Bachsaiblingen bis zu 5%.

Holeton et al. (1983) stellen bei Regenbogenforellen nach einer viertägigen Säureexposition bei einem pH-Wert von 4,0 in den ersten 24 Stunden einen Anstieg des Natriums im Plasma fest, danach fällt es unter die Ausgangswerte ab. Ebenso zeigen Houston et al. (1971) bei Bachsaiblingen, die Streß ausgesetzt waren, daß nach den ersten drei Stunden der Exposition das Natrium im Plasma ansteigt, um dann unter die Ausgangswerte abzufallen. Die Fische der vorliegenden Untersuchung mit erhöhten Natriumwerten im Plasma wurden alle im Monat November gefangen, das heißt, zu einer Zeit, in der sich sowohl Bachforellen wie auch Bachsaiblinge auf der Laichwanderung befinden können. Bei den vorher erwähnten 6 Fischen mit erhöhtem Natriumspiegel im Plasma handelt es sich tatsächlich um

laichreife Tiere, wie die histologische Untersuchung der Gonaden ergab (Fischer-Scherl, 1987). Es ist daher anzunehmen, daß sich diese Fische auf Laichwanderung befanden und sich möglicherweise noch kurze Zeit vorher in einem Gewässerabschnitt mit höherem pH-Wert aufgehalten haben. Durch anthropogene Verunreinigungen, wie z.B. durch diffuse häusliche und landwirtschaftliche Einleitungen in tiefer liegende Gewässerabschnitte, ist eine pH-Wert-Erhöhung durchaus denkbar (Bauer et al., 1985). Da diese Fische damit nur kurzzeitigem Säurestreß ausgesetzt gewesen wären, könnte der erhöhte Plasmaspiegel des Natriums der von Holeton et al. (1983) und Houston et al. (1971) beschriebenen Reaktion entsprechen.

In der hier vorliegenden Untersuchung zeigen sich sowohl bei den Wildfischen (16,4%) aus versauerten Gewässern wie auch bei den Kontrollfischen bei 42,5% bzw. 39,7% der untersuchten Individuen Kaliumwerte im Plasma bis zu 235 mg/l. Dagegen liegen bei circa 70% aller untersuchten Fische die Kaliumwerte im Plasma unter 10 mg/l. Obgleich somit der Prozentsatz der Fische mit erhöhten Kaliumwerten bei den Kontrollfischen höher liegt als bei den Wildfischen, so sind doch die Einzelwerte der Wildfische bei weitem höher. Bei dieser Kaliumerhöhung im Plasma liegt kein erkennbares Verteilungsmuster bezüglich der Spezies oder des Geschlechts der Fische vor. Daß eine Versauerung des Wassers erhöhte Kaliumwerte im Plasma beim Fisch hervorruft, ist von mehreren Autoren beschrieben worden (Dively et al., 1977; McDonald and Wood, 1981; Marshall Adams et al., 1985). Die unterschiedliche Kaliumkonzentration im Plasma der untersuchten Fische kann verschiedene Ursachen haben. Kaliumanstieg im Plasma von säuregeschädig-

ten Regenbogenforellen beschreiben McDonald and Wood (1981) als Folge intrazellulärer Pufferung von  $H^+$ -Ionen im Austausch gegen Kaliumionen, während Dively et al.(1977) den Grund für den erhöhten Kaliumgehalt im Plasma im unterschiedlich höheren osmotischen Potential des Extrazellulärtraumes verglichen mit dem Intrazellulärtraum vermutet. Um diese Differenz auszugleichen, nimmt die Zelle Wasser auf, was jedoch zu einer Zellruptur führen kann und damit zur Freisetzung von Kalium ins Plasma. Leivestad (1982) dagegen meint, daß die Zelle Kalium aktiv ins Blut abgibt, um einer zellulären Schwellung entgegenzuwirken. Die Tatsache, daß bei versauertem Wasser vor allem der akute Säurestreß starke Auswirkungen auf den Kaliumgehalt des Plasmas hat, zeigen eigene Untersuchungen mit Bachforellen und Bachsaiblingen im Kleinen Arbersee (pH = 4,6), bei denen sämtliche Fische (35 Stück) innerhalb einer 8-stündigen Expositionszeit, kurz bevor sie verendeten, durchwegs stark erhöhte (67-339 mg/l) Kaliumwerte im Plasma aufweisen (Merk et al., 1987). Diese Beobachtung weist also darauf hin, daß erhöhte Kaliumwerte im Plasma vor allem eine Reaktion auf akute Säureexposition sein können. Das erklärt aber nicht die - allerdings geringer - erhöhten Kaliumwerte im Plasma der Kontrollfische. Hier ist nicht absolut auszuschließen, daß dies die Folge einer geringgradigen Hämolyse mit Austritt von Kalium aus den Erythrozyten ins Plasma sein könnte.

Der Calciumspiegel bewegt sich bei den untersuchten Wildfischen im Vergleich zum Plasmaspiegel der Kontrollfische (Normalwerte) folgendermaßen:  
Bei den weiblichen Bachforellen (30 Stück) sinkt der Calciumspiegel bei 63% der Fische bis zu 66% unter

den Normalwert, während er bei den restlichen 37% der Tiere bis zu 87% über den Normalwert ansteigen kann.

Bei den männlichen Bachforellen (17 Stück) sinkt der Calciumspiegel bei 85% der Fische bis zu 18% unter den Normalwert, während er bei den restlichen 15% der Tiere bis zu 9% über den Normalwert ansteigen kann.

Bei den weiblichen Bachsaiblingen (16 Stück) sinkt der Calciumspiegel bei 81% der Fische bis zu 10% unter den Normalwert, während er bei den restlichen 19% der Tiere bis zu 5% über dem Normalwert liegen kann.

Bei den männlichen Bachsaiblingen (18 Stück) sinkt der Calciumspiegel bei 22% der Fische bis zu 11% unter den Normalwert, während er bei den restlichen 78% der Tiere bis zu 22% über den Normalwerten liegen kann.

Für die niedrigen Calciumwerte im Plasma der Wildfische gibt es Parallelen in der Literatur. Fraser and Harvey (1982) berichten von Ganzkörperverlusten an Calcium bei *Catostomus commersoni* (white sucker) bei akuter Säureexposition. Höbe et al. (1984) beschreiben erniedrigte Calciumwerte im Plasma von Regenbogenforellen und *Ictalurus natalis* (bullhead) nach Säureexposition. Giles et al. (1984) beobachten auch bei Regenbogenforellen bei pH-Werten von 4,2 - 4,5 eine Abnahme des Calciums im Plasma von 23-28%. Behinderung bei der Calciumaufnahme und/oder erhöhte Durchlässigkeit für alle Ionen hervorgerufen durch den Ersatz der Ca-Ionen durch Wasserstoffionen ( $H^+$ ), könnte zum Verlust der Calciumionen im Plasma führen, meint Fromm (1980). Nach Payan et al. (1981) sind die Chloridzellen in den Kiemen der Sitz der Calciumaufnahme.

Gerade hier aber kommt es nach Fischer-Scherl und Hoffmann (1987) zu Degenerationerscheinungen in den Epithel- und Chloridzellen der Sekundärlamellen der Kiemen von säuregestreßten Fischen. Diese Schäden könnten auch durch erhöhte Aluminiumgehalte in den Kiemen hervorgerufen werden. Deutlich erhöhte Aluminiumwerte wurden in den Kiemen dieser Fische nachgewiesen (Miller, 1987). Bestätigt werden diese Ergebnisse durch Karlsson-Norrgren et al. (1986), die Al-Präzipitate mit Hilfe von Röntgenstrahlenmikroanalysen in Chloridzellen nachweisen. Calcium konkurriert mit anderen divalenten und trivalenten Metallionen um die Bindungsstellen an der Kiemenoberfläche. Wird Calcium aus seiner Bindungsstelle verdrängt, erhöht sich die Aufnahme dieser Metalle und ihre Toxizität. Hunn (1985) sieht darin die Ursache der herabgesetzten Calciumwerte im Plasma. Weiter ist der relativ geringe Calciumgehalt der weichen Gewässer sicherlich mit ein Grund für die niedrigen Calciumwerte im Plasma, obgleich keine Knochendeformationen aufgrund des Calciummangels, wie sie Beamish et al. (1975) bei *Catostomus commersoni* (white sucker) in einem versauerten See in Kanada beschreiben, beobachtet werden konnten. Durch die erhöhte Metallionenmobilisation aus dem Untergrund bei Gewässerversauerung, kommt es durch den erhöhten Al-Gehalt des Wassers zu einer Verdrängungsreaktion des Calciums aus den Kiemen (Brown, 1983), und somit kann der Calciumspiegel des Plasmas ebenfalls reduziert werden. Bei den vorliegenden Fischen mit erhöhten Calciumwerten im Plasma, handelt es sich um Tiere, die alle im Monat November gefangen wurden. Die erhöhten Ca-Werte der 14 weiblichen und 18 männlichen Bachforellen und Bachsaiblinge, die zum Fangzeitpunkt alle laich-

reif waren, widersprechen scheinbar den Erkenntnissen von Lockhart und Lutz (1977) und Beamish (1976), die bei weiblichen Bachsaiblingen aus versauerten Seen keinen des sonst zur Laichzeit üblichen Calciumanstiegs im Plasma der weiblichen Tiere feststellen konnten. Die Erklärung hierfür liegt wohl im Wanderverhalten dieser Fischart zur Laichzeit, wie bereits für das Natrium diskutiert wurde. Weiter flussabwärts gelegene Abwassereinleitungen, die den pH-Wert im Wasser das Jahr über anheben, stellen sogenannte "pH-Nischen" (Schmitt, 1986) dar und sind als Hauptaufenthaltssorte dieser außer der Laichzeit standorttreuen Fische denkbar. Der Calciumspiegel im Plasma dieser Fische wäre also im physiologischen Bereich liegend und könnte nicht als erhöht eingestuft werden. Im Gegensatz dazu hatten die von Beamish et al. (1975) untersuchten Fische aus einem See keine Möglichkeit, in "pH-Nischen" auszuweichen. In der Förmitz, die einen unerwartet hohen Anteil an Fischen mit leicht erhöhten bzw. normalen Calciumwerten im Plasma aufweist, dürfte der aktuelle pH-Wert von 6,3 zur Zeit der Abfischung, der relativ hohe Hydrogencarbonatwert von (6,0 mg/l), wie auch eine Calciumkonzentration im Wasser von 9,37 mg/l zur Aufrechterhaltung der Calciumkonzentration beigetragen haben.

Magnesium ist als einziger der untersuchten Parameter bei allen 91 Fischen aus versauerten Gewässern im Plasma deutlich erhöht, im Vergleich zum Magnesiumspiegel des Plasmas der Kontrollfische. Bei den männlichen Bachforellen kommt es bis zu 215%igen Erhöhungen von Magnesium im Plasma, bei den weiblichen Bachforellen erreicht die Erhöhung des Magnesiumspiegels 98%, und bei den männlichen Bach-

saiblingen zeigt sich eine Erhöhung bis zu 106%, während er bei den weiblichen Bachsaiblingen ähnlich wie bei den weiblichen Bachforellen nicht so hoch wie bei den männlichen Tieren liegt und "nur" Werte bis 98% erreicht. Sowohl akuter wie auch chronischer Säurestreß scheint einen massiven Einfluß auf die Magnesiumkonzentration im Plasma auszuüben, wobei der chronische Säurestreß eine deutlichere Erhöhung von Mg im Plasma bewirkt. Hierfür sprechen insbesondere die Ergebnisse beim Weißen Regen und Reschwasser mit akuter Versauerung, bei denen der Magnesiumanstieg geringer ist.

Giles et al. (1984) kommen bei experimentellen Versuchen mit Regenbogenforellen dagegen zu völlig anderen Ergebnissen. Bei Regenbogenforellen, die 22 Tage lang bei pH-Werten zwischen 4,2 und 6,0 im Wasser gehalten wurden, zeigt sich ein Magnesiumabfall zwischen 23-28%. Es wurde bei diesem Experiment zwar versauertes Wasser benutzt, aber dieses Wasser war künstlich mit  $H_2SO_4$  angesäuert und als "Winnipeg Citywater" (Hartwasser) deklariert. Möglicherweise hat der hohe Calciumspiegel dieses Wassers (540  $\mu\text{mol/l}$ ) Abweichungen im Magnesiumgehalt des Plasmas verhindert, so daß ein Vergleich mit der vorliegenden Untersuchung in weichem Wasser nicht möglich ist.

McKeown et al. (1985) stellen ebenfalls bei einem experimentellen Versuch, bei dem Regenbogenforellen 21 Tage lang in Weichwasser mit einem pH-Wert von 4,9 gehalten wurden, eine zunächst erhöhte (in den ersten 7 Tagen), dann aber unter die Ausgangswerte absinkende Magnesiumkonzentration im Plasma fest. Giles (1984) macht eine bemerkenswerte Entdeckung, als er bei experimentellen Versuchen mit Regenbogenforellen, die er 178 Tage lang in mit 6,4  $\mu\text{g/l}$

Cadmium versetztem Wasser mit einem pH-Wert um 7,0 hielt, feststellt, daß sie höhere Magnesiumwerte im Plasma aufweisen als Referenzfische. Stellt man die Experimente von McKeown et al. (1985) und Giles (1984) gegenüber, zeigt sich, daß die erhöhten Magnesiumwerte im Plasma offensichtlich durch das Cadmium im Wasser verursacht werden. Giles et al. (1984) benützten versauertes Wasser, führten es aber durch Tanks ohne natürlichen Untergrund (z.B. Gestein, Boden etc.). Eine Mobilisierung von Metallionen aus dem Untergrund, wie sie durch derartig niedrige pH-Werte in der Natur zu beobachten ist, war hier nicht möglich. McKeown et al. (1985) hatten zwar kein versauertes Wasser, erzielten aber durch den Zusatz von Cadmium den Metallionenmobilisationseffekt, wie er bei einer Versauerung eines natürlichen Gewässers möglich sein kann und induzierten so erhöhte Magnesiumwerte im Plasma wie sie auch in der vorliegenden Untersuchung ermittelt wurden. Die Niere ist der Hauptausscheidungsweg für Magnesium (Ferment and Touitou, 1985). Bei Menschen ist der Magnesiumgehalt des Plasmas pathologisch erhöht, unter anderem bei Nierenkrankheiten. Wenngleich die menschlichen Verhältnisse nicht so einfach auf die Fische übertragen werden können, so liefern sie doch Anhaltspunkte für mögliche Störungen im Magnesiumhaushalt der Fische. In Kiemen und Nieren wurden bei den hier untersuchten Fischen zum Teil ganz erhebliche Mengen an Cadmium und Aluminium festgestellt. So waren in der Niere bis zu 12,28 ppm und Aluminiumgehalte bis zu 26,2 ppm; in den Kiemen finden sich bis zu 1 ppm Cadmium und 222 ppm Aluminium (Miller, 1987). Im Säuger- wie im Fischblut liegen sogenannte Metallothioneine in inaktiver Form vor, spezielle Proteine, die Metalle abfangen

und binden können. Sie bilden mit den Metallionen einen zu großen Komplex, um die Epithelzellen der Nierentubuli passieren zu können. Sie verstopfen so die Nierentubuli und schränken auf diese Weise die Nierenfunktion ein (Cherian and Goyer, 1978). Obwohl Giles (1984) nicht der Meinung ist, daß bei Regenbogenforellen, die cadmiumcontaminiertem Wasser ausgesetzt sind, der erhöhte Magnesiumwert im Plasma durch eine Schwächung der Nierenfunktion hervorgerufen wird, liegt der Verdacht nahe, daß die erhöhte Metallmobilisation in versauerten Gewässern die Nierenfunktion und somit die Exkretionsfähigkeit für Magnesium einschränken und zu hohen Magnesiumwerten im Plasma führen kann.

Die Auswertung der Eisengehalte im Plasma der untersuchten Fische aus saurem Wasser ergibt ein uneinheitliches Verteilungsmuster. Die Plasmawerte der Wildfische liegen bis auf einige wenige Ausnahmen deutlich über den Werten der Kontrollfische, auch ist die Eisenkonzentration in den versauerten Fließgewässern höher als in den Kontrollgewässern.

Eisen wirkt in natürlich vorkommenden Konzentrationen (1,34 mg/l) im Plasma beim Menschen nicht als physiologisches Gift (Bowie et al., 1963). Im Gegensatz zu anderen Metallen stehen bei erhöhten Eisengehalten des Wassers für den Fisch weniger Stoffwechseleingriffe als mechanische Beeinträchtigungen im Vordergrund (von Lukowicz, 1976). Die Hauptmenge des Eisens im Blut ist im Hämoglobin der Erythrozyten enthalten. Hämoglobin enthält 0,34% Eisen. Im Plasma liegt das Eisen in dreiwertiger Form vor und ist fast vollständig an das Protein Transferrin gebunden. Das Eisen im Plasma des

Menschen ist starken Schwankungen innerhalb eines Tages (Bowie et al., 1963) unterworfen, mit 10-30% höheren Werten am Morgen als am Abend. Bei den Fischen ist es denkbar, daß sie ähnlich wie der Mensch in ihrer Plasmakonzentration des Eisens von jahreszeitlichen Schwankungen und/oder Geschlechtszyklen abhängig sein können. Bei den vorliegenden Untersuchungen zeigt sich die Tendenz, daß die im Vergleich zum Wasser der Kontrollfische stark erhöhten Eisenwerte (bis 781 µg/l) der weichen Gewässer der Wildfische den Eisengehalt im Plasma dieser Fische bestimmen. Das bedeutet, je höher die Eisenkonzentration im Wasser, desto höher ist sie auch im Plasma der Fische.

Der Phosphorspiegel im Plasma aller 91 untersuchten Fische aus versauerten Fließgewässern bewegt sich im Vergleich zu den Plasmawerten der Kontrollfische folgendermaßen: bei 43% der weiblichen Bachforellen sinkt der Phosphorspiegel bis zu 22% unter den Normalwert; bei 59% der männlichen Bachforellen sinkt der Phosphorspiegel im Plasma bis zu 40% unter den Normalwert. Bei den weiblichen Bachsaiblingen sinkt der Phosphorgehalt im Plasma bei 43% der Tiere bis zu 30% unter den Normalwert, während bei den männlichen Tieren der Phosphorgehalt im Plasma von 61% der Fische bis zu 28% unter den Normalwert fallen kann. Phosphor zeigt dabei im großen und ganzen den gleichen Trend wie das Calcium im Plasma von Fischen aus versauerten Gewässern, d.h. niedriger Ca-Gehalt = niedriger P-Gehalt. Es liegt nahe, daß der Fischorganismus den Phosphorgehalt im Plasma den Calciumgehalten anzupassen versucht, allein schon aus dem Grund, das Calcium-Phosphor-Verhältnis aufrechtzuerhalten. Giles et al. (1984)

stellen ein Ansteigen des Phosphorgehaltes im Plasma mit steigendem Säurestreß fest. Durch die in dieser Untersuchung erzielten Ergebnisse konnte aber dieser Befund nicht bestätigt werden. In Betracht ziehen muß man jedoch, daß Giles et al. (1984) die Fische unter künstlich versauerten Bedingungen in hartem, Ca-reichem Wasser gehalten und untersucht haben. Es ist bekannt, daß Fische unter sauren Wasserbedingungen eine Azidose im Blut entwickeln können (siehe Literaturteil), das heißt, der pH-Wert im Blut sinkt ebenfalls und mit ihm auch der Phosphorgehalt im Plasma. Beim Menschen ist der Phosphorgehalt im Plasma pathologisch erniedrigt, wenn eine tubuläre Azidose vorliegt. Beim Fisch könnte es durch die erhöhten Schwermetallgehalte (Cadmium) in der Niere zu einer tubulären Azidose kommen, was einen Erklärungsansatz für den erniedrigten Plasmaspiegel des Phosphors bietet.

## 7. Zusammenfassende Diskussion

Über die Auswirkungen der Gewässerversauerung auf Fische liegen zahlreiche Untersuchungen vor, insbesondere auch über die Ionenregulation bei Fischen unter Säurestreß. Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß nur wenige experimentelle Arbeiten sich mit dem "natürlichen Säurestreß" befassen. Der Aspekt "natürlicher Säurestreß" ist besonders deshalb hervorzuheben, da nach Wood und McDonald (1982) nur circa 25% der Untersuchungen über die physiologischen Auswirkungen der Versauerung in kalkarmem Wasser (Weichwasser) durchgeführt wurden. Die Mehrzahl der Untersuchungen wurde in hartem Wasser oder in Wasser unbekannter (oder zumindest nicht definierter) Zusammensetzung durchgeführt ("the famous

medium named tapewater"; Leivestad, 1982). In der vorliegenden Untersuchung, die in versauerten Fließgewässern (Weichwasser) vor Ort durchgeführt wurde, zeigten sich folgende Sachverhalte: Die zunächst durchgeführte Untersuchung über den Elektrolytgehalt im Plasma von Kontrollfischen aus weichem Wasser im Vergleich zu hartem Wasser bei pH 7,0 zeigte keine schwerwiegende Abweichung im Vergleich zueinander. Demgegenüber zeigten säuregestreßte Fische Elektrolytverluste bei Natrium, Calcium und Phosphor. Während sich der Plasmaspiegelabfall beim Natrium relativ einheitlich bei den untersuchten Fischen darstellte, waren die Verluste an Calcium und Phosphor weniger deutlich. Streß allgemein scheint positiv korreliert mit einem Kaliumanstieg im Plasma. In der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, daß es der akute Streß ist und nicht der chronische, der die stärksten Kaliumerhöhungen im Plasma ausmacht. Durch akuten Säurestreß wurden die höchsten Plasmagehalte an Kalium erreicht. Anders verhielt sich Magnesium im Plasma. Es war bei allen Wildfischen aus versauerten Bächen erhöht. Bei chronisch versauerten Bächen ist das Magnesium im Plasma deutlicher erhöht als bei akut versauerten Bächen, wie die Beispiele Reschwasser und Weißer Regen mit akuten pH-Werten zur Zeit der Abfischung von 5,9 und 5,2 zeigen. Hier entsteht die Frage, inwieweit der Nierenmechanismus hinsichtlich des Versauerungsstressses in Mitleidenschaft gezogen wird. Mögliche pathologische Veränderungen der Morphologie des Glomerulums, wie auch der Tubulusepithelzellen bedürfen einer näheren histologischen wie elektronenmikroskopischen Abklärung hinsichtlich morphologischer Störungskomponenten der Diffusions-, Resorptions- sowie Exkretionsfunktionen. Bislang

lag das Schwergewicht der Untersuchungen über die physiologischen Auswirkungen der Gewässerversauerung bei den Kiemen (Fischer-Scherl und Hoffmann, 1987), jedoch sollte in Zukunft die Untersuchung der Niere stärker berücksichtigt werden.

Die erhöhten Eisenwerte im Plasma der Wildfische lassen sich mit den durchwegs höheren Eisengehalten der versauerten Fließgewässer in Zusammenhang bringen, das heißt, je höher die Eisengehalte im Wasser, desto höher scheinen sie auch im Plasma zu sein. Auswirkungen auf den Gesundheitsstatus scheinen sie nicht zu haben.

## VI. Zusammenfassung

Einfluß der Gewässerversauerung auf den Elektrolytgehalt im Blut von Salmoniden.

1. Aus versauerten und versauerungsgefährdeten Fließgewässern des Nordost- und Ostbayerischen Grundgebirges, einer Region, die als "Weichwassergebiet" charakterisiert ist, wurde der Plasmaelektrolytgehalt von 57 Bachforellen (*Salmo trutta*) und 34 Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*) mit Hilfe der AES-ICP Spurenelementanalyse ermittelt.
2. Als Kontrollwerte ("Normalwerte") wurden die Plasmaelektrolytwerte von Bachsaiblingen und Bachforellen aus weichen und harten nicht versauerten Gewässern verwendet.
3. Folgende Elemente wurden analysiert: Na, K, Mg, Ca, P, Fe, Cu, Zn und Sr.
4. Beim Vergleich der Kontrollfische konnte kein Unterschied zwischen Fischen aus hartem und Fischen aus weichem Wasser festgestellt werden.
5. Die Versauerung zeigt auf die Elektrolytzusammensetzung folgende Einflüsse:

Natrium ist bei säureexponierten Fischen erniedrigt, ebenso wie Calcium. Phosphor verhält sich parallel zum Calcium.

Magnesium ist im Plasma bei allen Wildfischen aus versauerten Bächen erhöht. Bei Fischen aus chronisch versauerten Bächen ist Magnesium im Plasma deutlicher erhöht als bei akut versauerten Bächen.

Ein Kaliumanstieg scheint positiv korreliert mit Stress. Durch akuten Säurestreß werden die höchsten Plasmawerte an Kalium erreicht.

Die Eisenkonzentration im Plasma der Fische verhält sich analog zur Eisenkonzentration des Wassers.

### Summary

#### The Effects of Water Acidification on Electrolyte Levels of Salmonid Blood.

1. Subject of research was the plasma electrolyte level of salmonids from acidified running waters. To that end, 57 brown trouts (*Salmo trutta*) and 34 brook trouts (*Salvelinus fontinalis*) were taken from a number of brooks in the ground mountains of North-East and East Bavaria, a region that is known to be a soft water area. All of the brooks have either already turned acid or are in danger of doing so. The plasma electrolyte level of these fishes were subjected to a trace element analysis AES-ICP.
2. Plasma electrolyte levels of brook trouts and brown trouts from soft and hard but unacidified waters were used as comparative figures (standard levels).
3. The following elements were analysed: Na, K, Mg, Ca, P, Fe, Cu, Zn and Sr.
4. Comparative figures remained the same with fish from soft and hard non-acid waters.
5. The effects of acidification on electrolyte levels has been found as follows:  
There is a decrease in sodium and calcium levels with fish exposed to acid water. Phosphorus levels equal calcium levels.  
Magnesium levels are increased in the plasma of all wild fish taken from acidified brooks. Fish

from chronically acidified brooks show distinctly higher levels than those from acutely acidified ones.

There seems to be a positive correlation between an increase in potassium levels and stress. The highest potassium levels were found with fish under acute acid stress.

The concentration of iron in the plasma of fish corresponds to iron levels in the surrounding water.

VII. Literaturverzeichnis

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E.  
(1978): Sulfur pollution and the aquatic  
ecosystem.  
S. 271 - 311, in: "Sulfur in the Environment":  
Part II - Ecological Impacts, J.O. Niragu  
(ed.) J. Wiley & Sons Publ.
- Aniansson, B. (1982): Acidification today and to-  
morrow. Swedish Ministry of Agriculture,  
Environment '82 Committee; 231 S.
- Bandt, H.J. (1938): Die tödliche Menge an gelöstem  
Eisen in Fischgewässern.  
Fischerei-Zeitung 41, 593-595
- Bauer, J., Lehmann, R. und Schmitt, P.(1985): Gewässer-  
versauerung und ihre biologische Auswirkung.  
In: Umweltschutzbericht Cham 1985, Landratsamt  
Cham (Hrsg.), S. 34 - 38
- Beamish, R.J. (1972): Lethal pH for the white sucker  
(*Catostomus commersoni*).  
Trans. Am. Fish Soc. 101, 355-358

- Beamish, R.J. (1976): Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes.  
Water, Air & Soil Pollution 6, 501-514
- Beamish, R.J. and Van Loon, J.C. (1977):  
Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario.  
J. Fish. Res. Board Can. 34, 649-658
- Beamish, R.J., Lockhart, W.L., Van Loon, J.C., Harvey, H.H. (1975): Long-Term Acidification of a Lake and Resulting Effects on Fish.  
Ambio, Vol. 4 (2), 98-102
- Black, E.C., Robertson, A.C., Hanslip, A.R. and Chin Wing-Gray (1960): Alterations in Glykogen, Glucose and Lactate in Rainbow and Kamloops Trout Following Muscular Activity.  
J. Fish. Res. Bd. Can. 17, 487-500
- Bone, Q. und Marshall, N.B. (1985): Biologie der Fische.  
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York 235 S.
- Bowie et al., (1963): Amer. J. clin. Path. 40, 491  
(zitiert nach Diem, K. und Leutner, C. (1973): Wissenschaftliche Tabellen. Geigy Pharmazeutica, Wehr (Baden), 798 S.)
- Brehm, J. und Meijering, M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde.  
Quelle & Meyer, Heidelberg, 311 S.

- Brown, D.J.A. (1981): The effects of various cations and the survival of brown trout, *Salmo trutta*, at low pHs.  
J. Fish Biol. 18, 31-40
- Brown, D.J.A. (1982): Bull. environm. Contam. Toxicol. 28, 664 (zitiert nach Brown, 1983)
- Brown, D.J.A. (1983): Effect of Calcium and Aluminium Concentrations on the Survival of Brown Trout (*Salmo trutta*) at Low pH.  
Bull. Environm. Contam. Toxicol. 30, 582-587
- Brown, D.J.A. and Lyam, S (1981):  
J. Fish Biol. 19, 105, (zitiert nach Brown, 1983)
- Buddenbrock, W.v. (1956): Vergleichende Physiologie, III. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart
- Burton, T., Stanford, R.M., Allan, J.W. (1982): The effects of acidification an stream eco-systems.  
In: D.'Itri, F.M. (ed.), S. 209-235
- Cherian, M.G. and Goyer, R.A. (1978): Metallo-Thioneins and their Role in the Metabolism and Toxicity of Metals.  
Life Sciences, 23, 1-10
- Daye, P.G. and Garside E.T. (1976): Histopathologic changes in surficial tissues of brook trout (*Salvelinus fontinalis*), exposed to akute and chronic levels of pH.  
Can. J. of Zool. 54, 2140-2155

- Dickson, W. (1979): Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. *Aquannalen* 14, 1  
(zitiert nach Karlsson-Norrgren et al., 1986)
- Dillon, P.J., Jeffries, D.S., Snyder, W., Reid, R., Yan, N.D., Evans, D., Moss, J., Scheider, W.A. (1978): Acidic precipitation in south-central Ontario: Recent observations.  
*J. Fish. Res. Board Can.* 35, 809-815
- Dively, J.L., Mudge, J.E., Neff, W.H., Anthony, A. (1977): Blood  $pO_2$ ,  $pCO_2$ , and pH changes in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) exposed to sublethal levels of acidity.  
*Comp. Biochem. Physiol.* 57A, 347-351
- Driscoll, C.T. (1980): Aqueous speciation of aluminium in the Adirondack region of New York States, U.S.A.  
In: Drabloes, D. & A. Tollan (eds.), S. 214-215
- Driscoll, C.T.jr., Baker, J.P., Bisogni, J.J.jr., Schofield, C.L. (1980): Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters.  
*Nature* 284, 161-164
- Ferguson, H.W. (1976): The ultrastructure of plaice (*Pleuronectus platessa*) leucocytes.  
*J. Fish. Biol.* 8, 139-142
- Ferment, O. and Touitou, Y., (1985): Minireview, Magnesium: Metabolism and Hormonal Regulation in Different Species.  
*Comp. Biochem. Physiol.* Vol 82A, No.4. pp. 753-758

- Finn, J.P. and Nielson, N.O.(1971): The inflammatory response of rainbow trout.  
J. Fish. Biol. 3, 463-478
- Fischer, Th. (1984): Licht- und elektronenmikroskopische Untersuchungen an Kiemen und Pseudo-branchie der Goldorfe (*Leuciscus idus* L.).  
Med. vet. Dissertation, München
- Fischer-Scherl, Th. (1987): Persönliche Mitteilung
- Fischer-Scherl, Th und Hoffmann, R. (1987): Morphologie der Kiemen bei Salmoniden aus einem versauerten Fließgewässer.  
In: Neues auf dem Gebiet der Fischkrankheiten  
DVG-Tagungsberichte im Druck
- Fischer-Scherl, Th, Hoffmann, R., Schmitt, P., Lehmann R. (1986): Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fließgewässern.  
Fischer & Teichwirt 4, 101-105
- Flick, G., Wendelaar Bonga S.E. and Fenwick, J.C.  
(1984a):  $\text{Ca}^{2+}$ -dependent phosphatase and  $\text{Ca}^{2+}$ -dependent ATPase activities in plasma membranes of eel gill epithelium-II. Evidence for transport high-affinity  $\text{Ca}^{2+}$ -ATPase.  
Comp. Biochem. Physiol. 79B, 9-16
- Flick, G., Wendelaar Bonga S.E. and Fenwick, J.C.  
(1984b):  $\text{Ca}^{2+}$ -dependent phosphatase and  $\text{Ca}^{2+}$ -dependent ATPase activities in plasma membranes of eel gill epithelium-III. Stimulation of branchial high-affinity  $\text{Ca}^{2+}$ -ATPase activity during prolactin-induced hypercalcemia in American eels.  
Comp. Biochem. Physiol. 79B, 521-524

- Foskett, J.B. and Scheffey, C. (1982): The chloride cell: definitive identification as the saltsecretory cell in teleosts.  
Science 215, 164-166
- Fraser, G.A. and Harvey, H.H. (1982): Elemental composition of bone from white sucker (C.c.) in relation to lake acidification.  
Can. J. Fish Aquat. Sci. 39, 1289-1296
- Fromm, P.O. (1980): A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress.  
Envir. Biol. Fish. 5, 79-93
- Giles, M.A. (1984): Electrolyte and Water Balance in Plasma and Urine of Rainbow Trout (S.g.) during Chronic Exposure to Cadmium.  
Can. J. Fish. Sci. 41, 1678-1685
- Giles, M.A., Majewski, H.S., Hobden, B. (1984): Osmoregulatory and Hematological Responses of Rainbow Trout (S.g.) to Extended Environmental Acidification.  
Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 1686-1694
- Gjessing, E.T., Henriksen, A., Johannessen, M., Wright, R.F. (1976): Effects of acid precipitation in freshwater chemistry.  
In: Braekke, F.H. (ed.) SNSF-project, FR 6/76, 64-85
- Graham, M.S. and Wood, C.W. (1981): Toxicity of environmental acid to the rainbow trout: interactions of water hardness, acid type, and exercise.  
Can. J. Zool. 59, 1518-1526

Green, A.A. and Root, R.W. (1933): The equilibrium between hemoglobin and oxygen in the blood of certain fishes.

Biol. Bull. 64, 383-404

Gross, H. (1976): Calcium- und Phosphorgehalt im Blutserum von Forellen in Beziehung zum Teichchemismus. Fisch und Umwelt, 2, 85-92

Haider, G. (1977): Neue Befunde über die Änderung des Blutbildes beim Fisch nach der Einwirkung verschiedener Schwermetalle.

Fisch und Umwelt, 4, Stuttgart/New York

Haines, T.A. (1981): Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A Review. Trans. Amer. Fischer. Soc. 110, 669-707

Hamm, A. (1985): Aspekte der Gewässerversauerung.

In: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 39, 381-391

Hamm, A., Lehmann, R., Schmitt, P., Bauer, J. (1984): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition sowie ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. Jahresbericht 1984, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.)

Hamm, A., Lehmann, R., Schmitt, P., Bauer, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland.

In: Inform. zur Raumentwicklung 10, 893-922

- Harvey, H.H., Pierce, R.C., Dillon, P.J., Kramer, J.R.,  
Whelpdale, R.M. (1981): Acidification in the  
Canadian Environment.  
Nat. Res. Council Can. NRCC Publ. Nr.18475, 369 S.
- Haswell, G.M. and Randall, D.J. (1978): The pattern of  
carbon dioxide excretion in the rainbow trout.  
J. exp. Biol. 72, 17-24
- Havas, M. (1972): Aquatic invertebrates from the Smoking  
Hills, N.W.T.: Effect of pH and metals on  
mortality.  
Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39, 890-903
- Heinz, E. (1967): Transport through biological membranes.  
A Rev. Physiol. 29, 21-58
- Heisler, N. (1980): Regulation of the acid-base  
status in fishes.  
In: Environm. Physiol. of Fishes, M.A.Ali,  
NATO Advanced Studies (ed.)  
Institutes Series A: Life Sciences, 35, 123-162
- Hentschel, H. und Meyer, W. (1980): Phosphatasen und  
oxydative Enzyme in der Niere des Giebels  
(*Carassius auratus gibelio* Bloch), mit besonderer  
Berücksichtigung der Adaption an Brackwasser.  
Z. Mikrosk. anat. Forsch., Leipzig, 94, 2 217-240
- Hickman, C.P. and Trump, B.F. (1969): In: Hoar, W.S.  
and Randall, D.J. (ed.) Fish Physiology, I.  
Academic Press, New York and London
- Hines, R.S. and Spira, D.T. (1973): Ichtiophthiriasis  
in the mirror carp. II. Leucocyte response.  
J. Fish. Biol. 5, 527-534

- Höbe, H., Wilkes, P.R.H., Walker, R.L., Wood, Ch.M., McMahon, B.R. (1983): Acid-base balance, ionic status and renal function in resting and acid-exposed white suckers (*Catostomus commersoni*). Can. J. Zool. 61, Nr. 12, 2660-2668
- Höbe, H., Laurent, P., McMahon, B.R. (1984): Whole body calcium flux rates in freshwater teleosts as a function of ambient calcium and pH levels; a comparison between the euryhaline trout (*Salmo gairdneri*), and stenohaline bullhead (*Ictalurus nebulosus*). J.exp. Biol. 113, 237-252
- Hoffmann, H.J. (1980): Der Einsatz der simultanen ICP-AES in der Wasseranalytik. Labor Praxis, 7/8, 18-25
- Holeton, G.F., Booth, J.H., Jansz, G.F. (1983): Acid-base balance and  $\text{Na}^+$  Regulation in rainbow trout during exposure to, and recovery from, low environmental pH. J. exp. Zool. 228, 21-32
- Houston, A.H. and Cyr, D. (1974): Thermoacclimatory variation in the haemoglobin systems of goldfish (*Carassius auratus*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Exp. Biol. 61 (2), 455-461
- Houston, A.H., Madden, J.A., Woods, R.J., Miles, H.M. (1971): Variations in the Blood and Tissue Chemistry of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) Subsequent to Handling, Anesthesia and Surgery. J. Fish. Research Board of Can. 28, 635-642

- Hunn, J.B. (1972): The effects of exposure to thanite on the blood chemistry of carp.  
Prog. Fish-Cult. 34 (2), 81-84
- Hunn, J.B. (1985): Role of Calcium in Gill Function in Freshwater Fishes.  
Comp. Biochem. Physiol. 82A (3), 543-547
- Hutchinson, T.C. (1982): The ecological consequences of acid discharge from industrial smelters.  
In: D.'Itri, F.M. (ed.), S. 105-122  
(zitiert nach Lenhart, B. und Steinberg, C., 1984)
- Ichii, T. and Mugiya, Y. (1983): Comparative aspects of calcium dynamics in calcified tissues in the goldfish (*Carassius auratus*).  
Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish 49, 1039-1044
- Johannessen, M., Dale, T., Gjessing, E.T., Henriksen, A., Wright, R.F. (1977): Acid precipitation in Norway: The regional distribution of contaminants in snow and the chemical concentration processes during snowmelt.  
Proceed. Symposium Isotopes and Impurities in Snow and Ice, Grenoble Symposium, August/September 1975, S. 116-120
- Kallend, A.S., Marsh, A.R.W., Pickles, J.H., Proctor, M.V. (1983): Acidity of rain in Europe.  
Atmospheric Environment 17, 127-137
- Karlsson-Norrgren, L., Runn, P., Haux, C. & Förlin, L. (1985): Cadmium-induced changes in gill morphology of zebrafish (*Brachydanio rerio*), and rainbow trout (*Salmo gairdneri*).  
J. of Fish Biology 27, 81-95

- Karlsson-Norrgren, L., Dickson, W., Ljungberg, O., Runn, P. (1986): Acidwater and aluminium exposure: gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout (*Salmo trutta*).  
J. of Fish Diseases 9, 1-9
- Karnaky, K.J. (1980): Ion-secreting epithelia: chloride cells in the head region of *Fundulus heteroclitus*.  
J. Am. J. Physiol. 238, R 185-198
- Keys, A. and E.N. Willmer (1932): Chloride secreting cells in the gills of fishes, with special reference to the common eel.  
J. Physiol. 76, 368-378
- Kramer, J.R. (1976): Geochemical and lithological factors in acid precipitation. U.S. Dept. Agr. For. Serv. Gen. Techn. Rep. NE-23, 611-618
- Kreutzmann, H.L. (1976): Hämatologische Untersuchungen über die Kiemennekrose des Karpfens (*Cyprinus carpio*).  
Z. Binnenfischerei DDR 23 (2), 75-82
- Krieter, M. und Haberer, K. (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. Vom Wasser, 64, 221-224
- Kuntze, H., Niemann, J., Roeschmann, G., Schwerdtfeger, G. (1981): Bodenkunde, 2. Auflage  
Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, S. 407
- Ladê, R.J. und Brown, E.B. (1963): Movement of potassium between muscle and blood in response to respiratory acidosis.  
Am. J. Physiol. 204, 761-764

Larson, K. und Olsen, S. (1950): Ochre suffocation of fish in the river Tim.

Rep. of the Dan. Biol. Stat. 6, 3-27

Laurent, P. und Dunel, S. (1980): Morphology of Gill Epithelia in Fish.

Am. Physiol. Soc. 0363-6119

Leivestad, H. (1982): Physiological effects of acid stress on fish.

In: Acid Rain/Fisheries: Proceedings of an International Symposium on Acid Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America (Edited by Johnson R.E.), pp. 157-164. American Fisheries Society, Bethesda.

Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P., Snekvik, E. (1976): Effects of acid precipitation on freshwater organisms.

In: Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. SNSF Res. Rep. 6, 86-111

Leivestad, H., Muniz, I.P., Rosseland, B.O. (1980): Acid stress in trout from a dilute mountain stream.

In: Drabloes, D. & A. Tollan (eds.), S.318-319

Lehmann, J. und Stürenberg, F.-J. (1975): Haematologisch-serologische Substratuntersuchungen an der Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri* Richardson) II. Beschreibung und Darstellung der wichtigsten Zellen in der Blutbildungsstätte und im peripheren Blutgefäßsystem. Gewässer und Abwässer 55/56, 7-123

- Lenhart, B. und Steinberg, C. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. Eine Literaturstudie. Informationsberichte. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Nr. 4/84 - München, 210 S.
- Lester, R.J.G. and Desser, S. S. (1975): Ultrastructural observations on the granulocytic leucocytes of the teleost *Catostomus commersoni* .  
Can. J. Zool. 53, 1648-1657
- Likens, G.E. (1976): Acid precipitation.  
Chemical & Engineering News 54, 29-44
- Lockhart, W.L. and Lutz, A. (1977): Preliminary Biochemical Observations of Fishes Inhabiting an Acidified Lake in Ontario, Canada.  
Water, Air and Soil Pollution 7, 317-332
- Malte, H. (1986): Effects of aluminium in hard, acid water on metabolic rate, blood gas tensions and ionic status in the rainbow trout.  
J. Fish Biol. 29, 187-198
- Maetz, J. (1969): Seawater teleosts: evidence for a sodium-potassium exchange in the branchial sodium-excretory pump.  
Science 166, 613-615
- Maetz, J. (1973):  $\text{Na}^+/\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Na}^+/\text{H}^+$  exchanges and  $\text{NH}_3$  movement across the gill of *Carassius auratus*.  
J. exp. Biol. 58, 255-275

- Maetz, J. (1974 ): Fish gills: mechanisms of salt transfer in freshwater and in seawater.  
Phil. trans. Roy. Soc. London B 262, 209-249
- Marshall Adams, S., Burtis, C.A., Beauchamp, J.J.  
(1985): Integrated and Individual Biochemical Responses of Rainbow Trout (*Salmo Gairdneri*) to Varying Durations of Acidification Stress.  
Comp. Biochem. Physiol. 82C (2), 301-310
- McDonald , D.G. (1983): The effects of  $H^+$  upon gills of freshwater fish.  
Can. J. of Zool. 61, 691-703
- McDonald, D.G. and Wood, C.M. (1981): Branchial and renal acid and ion fluxes in the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at low environmental pH.  
J. Exp. Biol. 93, 101-118
- McDonald, D.G., Walker, R.L., Wilkes, P.R.H.  
(1983): The interaction of environmental calcium and low pH on the physiology of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) II. Branchial ionoregulatory mechanisms.  
J. exp. Biol. 102, 141-155
- McKeown, A., Geen, G.H., Watson, T.A., Powell, J.F., Parker, D.B. (1985): The effect of pH on Plasma Electrolytes, Carbonic Anhydrase and ATPase Activities in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) and Largescale Suckers (*Catostomus Macrocheilus*).  
Comp. Biochem. Physiol. 80A (4), 507-514

- McLeay and Gordon, M.R. (1977): Leucocrit: A simple hematological technique for measuring acute stress in salmonid fish, including stressful concentrations of pulpmill effluent. J. Fish. Res. Board Can. 34, 2164-2175
- McWilliams, P.G. (1980 ): Effects of pH on sodium uptake in Norwegian brown trout (*Salmo trutta*) from an acid river. J. Exp. Biol. 88, 259-267
- McWilliams, P.G. (1983): An investigation of the loss of bound calcium from the gills of the brown trout (*Salmo trutta*) in acid media. Comp. Biochem. Physiol. 74A, 107-116
- McWilliams, P.G. and Potts, W.T.W. (1978): The effects of pH and calcium concentrations on gill potentials in the brown trout (*Salmo trutta*). J. Comp. Physiol. 126, 277-286
- Merk, G., Fischer-Scherl, Th., Miller, H. (1987): Salmoniden im Kleinen Arbersee (pH = 4,6).im Druck
- Miller, H. (1987): Persönliche Mitteilung.
- Muniz, I.P. and Leivestad, H. (1980a): Acidification - effects on freshwater fish. In: Drabloes, D. & A. Tollan (eds.), S.84-92
- Muniz, I.P. and Leivestad, H. (1980b): Toxic effects of aluminium on the brown trout (*Salmo trutta*) . In: Drabloes, D. & A. Tollan (eds.), S. 320-321

- Muniz, I.P., Seip, H.M., Sevaldrud, H. (1983):  
Relationship between Fish Populations and  
pH for Lakes in Southermost Norway.  
Water, Air and Soil Poll., 23, 97-113
- Neville, C.M. (1980): The Effects of Environmental Acidi-  
fication on Rainbow Trout.  
Ph. D. Thesis, University of Toronto.
- Nieminen, M., Korhonen, I., Laitinen, M.(1982): Effects  
of pH on the Gill ATPase Activity and Blood  
Composition of Whitefish (*Coregonus Peled*)  
and Trout (*Salmo Trutta Fario*).  
Comp. Biochem. Physiol. 72A, (4), 637-642
- Norton, S.A. (1976): Changes in chemical processes in  
soils caused by acid precipitation.  
In: Dochinger, L.S. & T.S. Seliga (eds.),  
S. 711-724
- Oden, S. (1976): The acidity problem - an outline of  
concepts.  
Water, Air and Soil Pollution 6, 137-166
- Olszewski, W. (1945): Untersuchung des Wassers an Ort  
und Stelle.  
Springer-Verlag Berlin  
(zitirt nach v. Lukowicz, M., 1976).
- Omernik, J.M. and Powers, C.F. (1982): Total alkalinity  
of surface waters - a national map.  
EPA-600/D-82-333, 7 S.
- Overrein, L.N., Seip, H.M., Tollan, A. (1980): Acid  
precipitation - effects on forest and fish.  
Final report of the SNSF-project 1972-1980.  
Norwegian Institute for Water Research, Oslo,  
175 S. (2nd edition 1981)

- Packer, R.K. and Dunson, W.A. (1970): Effects of low environmental pH on blood pH and sodium balance in brook trout.  
J. Exp. Zool. 174, 65-71
- Packer, R.K. and Dunson, W.A. (1972): Anoxia and sodium loss associated with the death of brook trout at low pH.  
Comp. Biochem. Physiol. 41A, 17-26
- Part, P. and Lock, R.A.C. (1983): Diffusion of calcium, cadmium, and mercury in a mucus solution from rainbow trout.  
Comp. Biochem. Physiol. 76C, 254-263
- Patrick, R., Binetti, V.P., Halterman, S.G. (1981): Acid lakes from natural and anthropogenic causes.  
Science 211, 446-448
- Payan, P., Mayer-Gostan, N., Pang, P.K.T. (1981):  
Site of calcium uptake in the freshwater trout gill.  
J. exp. Zool. 216, 345-347
- Philpott, C.W. (1980): Tubular system membranes of teleost chloride cells: osmotic response and transport sites.  
Am. J. Phys. 238, R 171-184
- Rasmussen, C.J. (1966): Loss to Fish Caused by Natural Pollution of Waters.  
Bull. Off. int. Epiz. 65, 657-662
- Reuss, J.O. (1976): Chemical and biological relationships relevant to the effect of acid rainfall on the soilplant system.  
In: Dochinger, L.S. & T.S. Seliga, S. 701-813

- Roberts, R.J. (1985): Grundlagen der Fischpathologie.  
übersetzt von Schlotfeldt, H.-J., Paul Parey  
Verlag, Berlin und Hamburg, S. 425
- Rodhe, W. (1981): Reviving acidified lakes.  
Ambio 10, 195-196
- Schäperclaus, W. (1979): Fischkrankheiten.  
Akademie-Verlag Berlin, S. 510
- Scheinert, P. (1984): Klinisch-chemische Untersuchungen  
an durch *Trianaenophorus nodulosus* befallenen  
Seesaiblingen (*Salvelinus alpinus* L.) des  
Königssees.  
Vet. med. Diss., München
- Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Wagemann, R., Broecker  
W.S. (1980 ): Effects of acidification on  
mobilization of heavy metals and radionuklides  
from the sediments of a freshwater lake.  
Can. J. Fisher. Aquat. Sci. 37, 373-377
- Schmitt, P: (1986): Persönliche Mitteilung
- Schmitt, P. (1987): Persönliche Mitteilung
- Schnoor, J.L., Sigg, L., Stumm, W., Zobrist, J. (1983):  
Saure Niederschläge und ihr Einfluß auf die  
Schweizer Seen.  
Mitt. EAWAG ETH 15, 6-13
- Schofield, C.L. (1978): Acid snow-melt effects on water  
quality and fish survival in the Adirondack  
Mountains of New York State.  
U.S. Dep. of Int. Washington D.C. 20240  
(zitiert nach Brown, 1981).

- Schofield, C.L. and Trojnar, J.R. (1976): Aluminium Toxicity to Brook Trout (*Salvelinus Fontinalis*) in Acidified Waters.  
Department of Natural Resources Cornell University, Ithaca, New York 14853 S. 341-367
- Seip, H.M. (1980): Acidification of freshwater - sources and mechanisms.  
In: Drabloes, D. & A. Tollan (eds.), S. 358-366
- Sheath, R.G., Havas, M., Hellebust, M., Hutchinson, J.A. (1982): Effects of long-term natural acidification on the algal communities of tundra ponds at the Smoking Hills, N.W.T., Canada.  
Can. J. Bot. 60, 58-72
- Skidmore, J.F. and Tovell, P.W.A. (1972): Toxic effects of zink sulphate on the gills of rainbow trout.  
Wat. Res. 6, 217-230
- Smith, R.A. (1872): Air and rain: The beginnings of chemical climatology.  
Longmans, Green, London, 600 S.
- Smith, H.W. (1929): The excretion of ammonia and urea by the gills of fish.  
J. biol. chem. 81, 727-742
- Smith, C.E. (1979): The prevention of liver lipid degeneration (ceroidosis) and microcytic anaemia in rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) fed rancid diets: a preliminary report.  
J. of Fish Dis. 2, 429-437

- Smith, C.E., Mc Lain, L.J., Zaugg, W.S. (1971):  
Phenylhydrazine-induced anemia in chinook  
salmon.  
Toxicol. Appl. Pharmacol. 20, 73-81
- Soivio, A., Westman, K., Nyholm, K. (1974): The  
influence of changes in oxygen tension on  
the haematocrit value of blood samples  
from asphyxic rainbow trout (*Salmo gaird-  
neri*).  
Aquaculture 3, 395-401
- Soivio, A., Nyholm, K., Huhti, M. (1977): Effects of  
anaesthesia with MS 222, neutralized MS 222  
and benzocaine on the blood constituents of  
rainbow trout (*Salmo gairdneri*).  
J. Fish Biol. 10, 91-101
- Speich, M., Bousquet, B., Nicolas, G. (1981): Reference  
values for ionized, complexed and protein-  
bound plasmamagnesium in men and women.  
Clin. chem. 27, 246-248
- Spencer, H.T. (1982): Acid rain chemodynamics.  
In: Johnson, R.E. (ed.), S. 33-41
- Spry, D.J., Wood, C.M., and Hodson, P.V. (1981):  
The effects of environmental acid on fresh-  
water fish with particular reference to the  
softwater lakes in Ontario and the modifying  
effects of heavy metals. A literature review.  
Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 999: 145 S.

- Ulrich, B. (1981): Die Rolle des Waldes für die Wassergüte. Allgemeine Forstzeitschrift, Jg. 36 42, 1107-1109
- Ulrich, B. und Matzner, E. (1983): Abiotische Folgewirkung der weiträumigen Ausbreitung von Luftschadstoffen- Luftreinhaltung, Forsch. Bericht, 104 02 615 BM. (Hrsg.) 221 S.
- Ultsch, G.R., Ott, M.E. and Heisler, N. (1981): Acid-base and electrolyte status in carp (Cyprinus carpio) exposed to low environmental pH. J. Exp. Biol. 93, 65-80
- Umweltbundesamt (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - Materialien 1/84: 462 S.; Berlin
- Vaala, S.S. and Mitchell, R.B. (1970): Blood oxygen-tension changes in acid exposed brook trout. Proc. Pa. Acad. Sci. 44, 41-44
- von Lukowicz, M. (1976): Der Eisengehalt im Wasser und seine Wirkung auf den Fisch. Fisch und Umwelt 2, 85-92
- Wagner, G.F., Hampong, M. and Copp, D.H. (1985): A cycle for <sup>45</sup>calcium uptake in the rainbow trout (Salmo gairdneri). Can. J. Zool. 63, 2778-2779
- Walser, M. (1961): J. clin. Invest. 40, 723  
(zitiert nach Diem, K. und Leutner, C.  
(1973): Wissenschaftliche Tabellen, Geigy Pharmazeutica, 798 S.)

- Widdowsen, E.M. and Dickerson, J.W.T. (1964):  
Chemical composition of the body.  
In: Mineral Metabolism. C.L. Lomar and  
F. Bronner (eds.) Academic Press, New York,  
Vol. 3A
- Wieting, J., Lenhart, B., Steinberg, Ch., Hamm, A.  
und Schön, R. (Hrsg.) (1984): Gewässer-  
sauerung in der Bundesrepublik Deutschland.  
UBA-Materialien 1/84, E. Schmidt Verl., Berlin,  
462 S.
- Wisniewski, J. und Keitz, E.L. (1983): Acid rain  
deposition patterns in the continental  
United States.  
Water, Air & Soil Pollution 19 (4), 321-327
- Wheatly, M.G., Höbe, H. and Wood, C.M. (1984): The  
Mechanismus of acid-base and ionoregulation  
in the freshwater rainbow trout during en-  
vironmental hyperoxia and subsequent normoxia.  
II. The role of the Kidney.  
Respir. Physiol. 55, 155-173
- Wood, C.M. and McDonald, D.G. (1982): Physiological  
mechanisms of acid toxicity to fish.  
In: Johnson, R.E. (ed.), S. 197-226
- Wright, R.F. and Snekvik, E. (1978): Acid precipitaion:  
Chemistry and fish populations in 700 lakes  
in southernmost Norway.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 765-775

Herrn Professor Dr. Dr. habil. R. Hoffmann danke ich sehr herzlich für die Überlassung des Dissertationsthemas und die jederzeit hilfreich gewährte Unterstützung bei der Erstellung und Korrektur dieser Arbeit.

Danken möchte ich besonders auch Frau Dr. Fischer-Scherl, die mir bei der Organisation und Beschaffung des Untersuchungsmaterials sowie bei zahlreichen größeren und kleineren Problemen hilfreich zur Seite stand.

Danken möchte ich auch den Mitarbeitern des Instituts für Zoologie und Hydrobiologie, die mir bei der Durchführung dieser Arbeit behilflich waren.

Herrn Dr. A. Hamm sowie Herrn Dr. P. Schmitt von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung Wielenbach sei herzlich für die Überlassung der Wasseranalysenwerte gedankt.

Auch möchte ich mich bei Frau Brückner, die mir wertvolle Tips zur Plasmaanalyse gab, sehr herzlich bedanken. Herrn Dr. H.J. Hoffmann und Herrn P. Gessner sei für die Durchführung der Probenmessungen gedankt.

Bedanken möchte ich mich auch bei den Fischereifachberatern und ihren Mitarbeitern der Regierungsbezirke Oberfranken, Oberpfalz und Niederbayern, insbesondere den Herren Dr. Klupp, Mayer, Dr. Reichle, Dr. Harßanyi und Ignatzi sowie den Fischereiberechtigten und Mitgliedern der Fischereivereine für ihre Unterstützung und Überlassung des Untersuchungsmaterials.



## L E B E N S L A U F

|                 |                                                                                                                                                                                                    |
|-----------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Name            | Gerhard Merk                                                                                                                                                                                       |
| Geboren         | 26. Januar 1952 in Bad Schussenried                                                                                                                                                                |
| Familienstand   | verheiratet                                                                                                                                                                                        |
| Eltern          | Gebhard Merk, Bäckermeister<br>Else Merk, geb. Borath                                                                                                                                              |
| Volksschule     | 1958 - 1963 in Bad Schussenried                                                                                                                                                                    |
| Progymnasium    | 1963 - 1968 in Bad Schussenried                                                                                                                                                                    |
| Gymnasium       | 1968 - 1973 in Riedlingen<br>Abitur im Juni 1973                                                                                                                                                   |
| Studium         | 1973/74 Geologie und Mineralogie an der<br>Albert-Ludwigs-Universität in Freiburg                                                                                                                  |
| Zivildienst     | 1974 - 1975 in der Chirurgischen Universitäts-<br>klinik in Freiburg                                                                                                                               |
| Berufstätigkeit | 1975 - 1978 Pflegehelfer in der Chirurgischen<br>Universitätsklinik in Freiburg                                                                                                                    |
| Studium         | WS 1978 - SS 1984 Tiermedizin an der<br>Ludwig-Maximilians-Universität in München<br><br>Abschluß mit dem Staatsexamen am<br>14. August 1984<br><br>Approbation als Tierarzt am<br>8. Februar 1985 |





